



EC/44

Presented by

193



22101910866

Med
K21184

THE ROYAL SANITARY INSTITUTE LIBRARY

Conditions for Loan of Books and Periodicals

- (1) Books may be retained for 28 days. Periodicals may be retained for 14 days. Applications for extension of the loan period must be made in writing before its expiry.
- (2) Books must be kept clean and protected from damage. Pages must not be turned down; pencil or other marks must not be made. Borrowers are liable for damage done to books; they should, therefore, examine books when received and call attention at once to any existing damage.

This book is returnable **on or before the last date Marked below.**

23 NOV. 1943 *MS*



Digitized by the Internet Archive
in 2016

RECHERCHES

SUR

L'ÉPURATION BIOLOGIQUE ET CHIMIQUE
DES EAUX D'ÉGOUT

A LA MÊME LIBRAIRIE

Recherches sur l'épuration biologique et chimique des Eaux d'égout, effectuées à l'Institut Pasteur de Lille et à la Station expérimentale de la Madeleine, sous la direction du Dr A. CALMETTE.

Tome 1^{er} avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger, F. Constant, L. Massol et du Dr A. Buisine. 1 vol. grand in-8°. (épuisé).

Tome II avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger, F. Constant, L. Massol. 1 vol. grand in-8°. (épuisé).

Tome III avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger, F. Constant, L. Massol. 1 vol. grand in-8° de viii-274 pages, avec 50 figures dans le texte. 8 fr.

Tome IV avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger, F. Constant, L. Massol. 1 vol. grand in-8° de iv-214 pages, avec 18 figures et 12 graphiques dans le texte et 5 planches hors texte 8 fr.

Tome V avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger, F. Constant, L. Massol. 1 vol. grand in-8° de iv-172 pages, avec figures et graphiques dans le texte et 4 planches hors texte. 6 fr.

Tome VI avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger, F. Constant. 1 vol. grand in-8° de 288 pages, avec 52 figures, 54 graphiques dans le texte et 2 planches hors texte. 6 fr.

Tome VII avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger et F. Constant. 1 vol. grand in-8° de 557 pages, avec 2 planches, 20 figures et 14 graphiques 10 fr.

1^{er} Supplément. — Analyse des Eaux d'égout, par E. ROLANTS. 1 vol. grand in-8° de iv-152 pages, avec 51 figures dans le texte. 4 fr.

Les Venins. *Les animaux venimeux et la sérothérapie anti-venimeuse*, par le Dr A. CALMETTE. 1 volume grand in-8° avec 125 figures, relié toile. 12 fr.

L'Ankylostomiase, *maladie sociale (anémie des mineurs)*, biologie, clinique, traitement, prophylaxie, par le Dr A. CALMETTE, avec la collaboration de M. BRETON, chef de clinique médicale à la Faculté de Médecine, assistant à l'Institut Pasteur de Lille; avec un appendice par E. FUSTER, secrétaire général de l'Alliance d'hygiène sociale. 1 volume in-8°, avec figures dans le texte, cartonné toile. 5 fr.

MINISTÈRE DE L'INSTRUCTION PUBLIQUE
CAISSE NATIONALE DES RECHERCHES SCIENTIFIQUES

RECHERCHES
SUR
L'ÉPURATION BIOLOGIQUE ET CHIMIQUE
DÈS EAUX D'ÉGOUT

EFFECTUÉES A L'INSTITUT PASTEUR DE LILLE
ET A LA STATION EXPÉRIMENTALE DE LA MADELEINE

PAR

LE D^r A. CALMETTE

Membre correspondant de l'Institut et de l'Académie de Médecine

ET

E. ROLANTS

Chef de laboratoire à l'Institut Pasteur de Lille
Auditeur au Conseil Supérieur d'Hygiène publique de France

AVEC LA COLLABORATION DE MM.

E. BOULLANGER

Ingénieur-agronome
Chef de laboratoire à l'Institut Pasteur de Lille

F. CONSTANT

Préparateur
à l'Institut Pasteur de Lille

HUITIÈME VOLUME

PARIS
MASSON ET C^{ie}, ÉDITEURS

120, BOULEVARD SAINT-GERMAIN

—
1915

*Tous droits de traduction et de reproduction
réservés pour tous pays.*

WELLCOME INSTITUTE LIBRARY	
Coll.	welMomec
Call	
No.	INA

RECHERCHES
SUR
L'ÉPURATION BIOLOGIQUE ET CHIMIQUE
DES EAUX D'ÉGOUT

CHAPITRE PREMIER

LES PRINCIPES SCIENTIFIQUES DE L'ÉPURATION BIOLOGIQUE
DES EAUX D'ÉGOUT

Les eaux résiduaires qui contiennent des substances organiques putrescibles ne peuvent être déversées dans la mer, dans les cours d'eau ou sur le sol, que s'il n'en résulte aucun dommage pour les êtres vivants utiles à l'homme et pour l'homme lui-même. Dans la plupart des circonstances, ces déversements sont nuisibles, soit parce qu'ils compromettent la santé publique en propageant certaines maladies, soit parce qu'ils rendent les eaux de surface ou les eaux souterraines impropres aux usages agricoles ou industriels. Les pouvoirs publics ont alors le devoir d'imposer aux producteurs d'eaux résiduaires l'obligation de les rendre inoffensives. Leur innocuité ne peut être assurée que par l'*épuration*.

Pour réaliser celle-ci, il faut transformer les substances *organiques* putrescibles que renferment les eaux d'égout en substances *minérales*.

Les microbes sont les agents naturels les plus économiques de cette désintégration moléculaire. Ils l'effectuent *spontanément* lorsqu'on déverse à la surface d'un sol perméable ou dans une rivière, ou encore lorsqu'on enfouit à une faible profondeur dans une terre meuble, soit des fumiers, soit des cadavres d'animaux ou de végétaux. Ils accomplissent alors un travail *lent* d'épuration biologique *naturelle* ou *spontanée*.

Les méthodes de traitement des eaux d'égout par *épandage* ou par *irrigation agricole* utilisent ce travail *lent*, que les conditions locales rendent fréquemment difficile ou trop onéreux parce qu'il n'existe qu'exceptionnellement au voisinage des villes d'assez vastes surfaces de terrains convenables, et parce que l'acquisition de ces terrains, mieux adaptés à des usages plus rémunérateurs, grève trop lourdement les budgets municipaux.

L'expérience montre, en effet, qu'on ne peut épurer efficacement par irrigation agricole que de 5 à 11 litres (*Berlin, Paris*) par mètre carré de surface et par jour, soit au maximum 40.000 mètres cubes par hectare et par an. Une ville de l'importance de *Lille*, produisant en moyenne 25.000 mètres cubes d'eau d'égout par jour, devrait donc disposer, s'il lui fallait adopter l'épandage, d'une surface de terrains perméables d'environ 250 hectares. Une telle surface coûterait au minimum un million cinq cent mille francs, et *Lille* serait fort embarrassée pour se la procurer. D'ailleurs, toutes les terres de culture avoisinantes sont argileuses et elles ne pourraient convenir que pendant la saison d'été à un épandage restreint.

La plupart des grandes villes de France sont dans le même cas. Leur extension progressive, le développement intense des industries et la nécessité urgente de mettre un terme à la pollution des rivières qui leur ont servi jusqu'à présent d'égouts naturels les obligent désormais à chercher une solution pratique au grave problème de leur assainissement. Or, en l'état actuel de nos connaissances, il ne semble pas qu'il puisse s'en offrir à elles de plus avantageuses que l'adoption des méthodes d'*épuration biologique artificielle*.

Rappelons brièvement que, dans leurs diverses modalités, celles-ci comportent trois phases essentielles :

1° La *décantation* des matières lourdes, minérales ou organiques, entraînées par les eaux d'égout ;

2° La *solubilisation* de la plus grande quantité possible des substances organiques, en suspension fine ou colloïdales, qui échappent à la première phase ;

3° La *minéralisation* des matières organiques dissoutes, c'est-à-dire leur désintégration finale en éléments gazeux et en composés minéraux, principalement en *nitrites*.

Première phase : Décantation. — La décantation est réalisée soit par une circulation convenablement ralentie dans des bassins pourvus de dispositifs qui facilitent l'arrêt et le dépôt des matières lourdes, soit par criblage mécanique, soit par addition de réactifs chimiques coagulants et précipitants. Quel que soit le système auquel on préfère s'adresser, elle est toujours indispensable, car celles de ces substances qui sont de nature minérale (fer, charbon, scories, sables et graviers) restent insolubles, et celles qui sont de nature organique (débris de viandes, cadavres de petits animaux, détritrus de légumes ou de fruits) opposent, en raison de leur volume et de leur encombrement, trop de résistance aux actions microbiennes pour qu'il soit économique d'abandonner à ces dernières le soin d'opérer leur dissolution lente. Le mode de décantation qu'il convient de choisir dépend de divers facteurs dont les principaux sont : la surface et la nature de l'emplacement où il doit être effectué, la nature et la proportion des matières dont la séparation s'impose, et le prix de revient suivant les circonstances locales.

Sauf dans les cas très particuliers où il s'agit de traiter des eaux d'égout contenant une forte proportion de certains résidus industriels tels que les graisses, les résines ou les matières tinctoriales, il est surabondamment démontré qu'il ne faut jamais recourir aux *réactifs chimiques* coagulants et précipitants. Outre que leur prix de revient est trop élevé, leur emploi nécessite l'intervention constante du chimiste qui doit en régler le déversement de telle sorte qu'ils ne soient ni en quantité trop faible, ni en excès. Ils offrent en outre l'inconvénient grave d'accroître, sans bénéfice pour le résultat final, le volume des boues qu'il faut extraire, égoutter et dessécher plus ou moins complètement, pour les évacuer au loin. Or, nous verrons tout à l'heure que cette « question des boues », cauchemar des ingénieurs sanitaires et des hygiénistes, se pose le plus souvent comme le plus difficile problème à résoudre, parce qu'il n'est presque jamais possible d'envisager économiquement leur utilisation comme engrais et parce que, de leur manutention et de leur transport à grandes distances, résultent, pour les budgets municipaux, des frais excessifs.

La décantation simple, méthodique, dans des bassins appropriés à la nature et au volume des dépôts qu'il est nécessaire de retenir, présente en général la plus grande somme d'avantages. Il faut s'attacher à la réaliser de telle sorte que la majeure partie des matières en suspension soit retenue et le meilleur dispositif pour atteindre ce but consiste à amortir le courant d'eau en l'obligeant à cheminer doucement, avec une vitesse de 4 à 20 millimètres par seconde, à la surface d'une nappe liquide maintenue immobile entre deux cloisons. Les corps lourds tombent alors perpendiculairement et se sédimentent dans une fosse à boues, d'où elles peuvent être évacuées par simple pression du liquide ou par aspiration.

Cette décantation simple est tantôt continue, tantôt intermittente, suivant qu'on dispose d'un seul vaste bassin ou de plusieurs bassins plus petits; mais, dans l'un ou l'autre cas, il ne faut jamais que le contact de l'eau avec les boues soit prolongé au delà de quatre heures, afin d'éviter qu'il s'y produise des fermentations dont les dégagements gazeux auraient pour effet de brasser la masse des dépôts et d'en ramener une grande partie à la surface. *Le bassin de sédimentation ne doit, en aucun cas, devenir une fosse septique.*

Dans les grandes villes, dont les égouts entraînent une énorme quantité de débris volumineux, on trouve généralement préférable de recourir à la décantation mécanique au moyen de grilles mobiles ou de séparateurs rotatifs, sortes de tamis circulaires mûs par l'eau d'égout et tournant dans un sens perpendiculaire au courant. A *Croydon*, près de Londres, fonctionne un dispositif de ce genre (séparateur vertical de *Latham*). Il en existe divers modèles ingénieusement construits.

D'autres « séparateurs », particulièrement recommandables lorsqu'il s'agit de traiter des eaux riches en graisses ou en savons, comme celles qui proviennent des abattoirs ou des blanchisseries, permettent d'effectuer mécaniquement, d'une part l'extraction des dépôts lourds, d'autre part celle des corps gras, dont la valeur marchande peut atténuer dans quelque mesure les dépenses d'épuration. Tel est le cas de l'appareil *Kremer*, dont le travail est très satisfaisant dans notre station de l'abattoir, à *Lille*.

Quel que soit le système de décantation au choix duquel on

s'arrête, la grande préoccupation de l'ingénieur sanitaire, — ainsi que nous l'avons déjà indiqué, — est de savoir comment il devra se débarrasser des boues qu'on aura périodiquement à en extraire. Ces boues représenteront toujours un volume relativement important. Pour s'en convaincre, il suffit de savoir qu'un mètre cube d'eau d'égout laisse déposer en moyenne de 1 à 2 kilogrammes de matières sèches, qui, retenant 90 pour 100 d'eau environ, forment un encombrement de 10 à 20 litres. Une ville de l'importance de *Lille*, produisant 25000 mètres cubes d'eau d'égout par jour, évacue donc un volume quotidien d'environ 250 tonnes de boues liquides à 90 pour 100 d'eau. Actuellement, cette énorme masse de détritüs est déversée dans la rivière la Deûle, et, comme celle-ci est canalisée et qu'il faut y assurer la libre circulation des bateaux, on est obligé de la draguer sans cesse pour éviter l'envasement.

Lorsqu'une station d'épuration recevra toutes ces matières, on devra en opérer l'enlèvement sur un espace beaucoup plus restreint, mais il faudra les enlever quand même et l'éternel problème se posera de savoir où et comment les évacuer.

On cherchera tout d'abord à en réduire au minimum le volume et l'encombrement. Pour cela, le moyen le plus simple consiste à ménager, auprès des bassins de décantation, une ou plusieurs fosses d'égouttage dans lesquelles on les déverse au fur et à mesure de leur extraction. Le fond de ces fosses, s'il n'est pas naturellement perméable, est garni de mâchefer ou de gros graviers. Les boues y subissent à l'air libre une dessiccation partielle, jusqu'à ce qu'ayant perdu 25 à 50 pour 100 de leur eau, leur manipulation à la pelle devienne plus aisée. On peut alors les vendre aux cultivateurs du voisinage qui les utilisent comme engrais; mais leur valeur est ordinairement si minime qu'on éprouve bientôt de grandes difficultés à s'en débarrasser. Les quantités d'azote et de phosphate qu'elles contiennent dépassent rarement 1,50 pour l'azote et 2,50 pour le phosphate, rapportés à 100 parties d'extrait sec. L'agriculture n'en saurait donc tirer qu'un profit insignifiant, car ces boues, même partiellement desséchées, sont grevées de frais de transport considérables, tandis que les engrais chimiques et les fumiers de fermes, beaucoup plus riches en substances fertilisantes proportionnellement à leur volume,

s'offrent à elle dans des conditions infiniment plus avantageuses.

Dans plusieurs stations d'épuration anglaises et allemandes, on traite les boues soit par centrifugation, soit par pressurage afin d'en rendre le transport moins onéreux. Mais ce mode de traitement coûte de 2^{fr},50 à 6^{fr},25 par tonne de tourteaux produits, suivant l'importance des exploitations, alors que la valeur agricole de ces tourteaux atteint péniblement 1 franc à 1^{fr},50 la tonne.

A *Birmingham-Tyburn* et dans un certain nombre d'autres villes anglaises, on pratique tout simplement l'enfouissement en tranchées. Nous estimons que cette méthode est la plus recommandable dans la plupart des circonstances et elle est assurément la plus économique. Elle consiste à distribuer les boues, sans dessiccation préalable et telles que les évacue le bassin de décantation, dans des tranchées creusées parallèlement les unes aux autres, en plein champ. Ces tranchées ont 0^m,90 de largeur sur 0^m,50 à 0^m,70 de profondeur. Lorsque l'une d'elles est remplie, on la recouvre immédiatement avec la terre qu'on en avait extrait et, si la saison est favorable, on y sème du maïs fourrager ou du seigle. L'été suivant, après une récolte, on laboure profondément le sol, et on y fait une nouvelle culture. Deux ans après, la boue est transformée en humus : on peut creuser aux mêmes endroits d'autres tranchées, y recommencer le déversement des boues, et ainsi de suite. A *Birmingham* on fait disparaître par ce procédé de 60 à 80 000 tonnes de boues par an et quarante hectares de terres de culture y sont consacrés à cet épandage spécial.

On a fait récemment beaucoup d'essais en vue de brûler les boues, soit seules, soit mélangées avec les ordures ménagères, ou avec du charbon, du lignite ou des résines. L'incinération nécessite une dessiccation préalable, au moins partielle, et elle ne peut être effectuée que dans des fours spécialement construits pour cet usage. Il ne semble pas que cette méthode ait fourni des résultats satisfaisants, du moins au point de vue économique.

Par contre, on peut envisager la possibilité pour les grandes villes d'utiliser leurs boues à la production de gaz combustibles. On a pu lire tout dernièrement dans le recueil le *Génie*

civil (21 septembre 1912) une étude très documentée sur ce sujet dont l'auteur est *M. Lucien Cavel*, ingénieur-chimiste du service d'Assainissement de la Seine. En ajoutant aux boues de la station d'épuration biologique du *Mont-Mesly*, près *Créteil*, une proportion de 20 pour 100 environ de coke, *M. Cavel* montre que, par distillation pyrogénée, on peut obtenir, par tonne de boues sèches, 81^{m³},7 d'un gaz susceptible de fournir 5500 calories par mètre cube. Si l'on considère que la dessiccation est rendue relativement peu onéreuse par l'emploi des chaleurs perdues des machines élévatoires alimentant l'usine d'épuration, on arriverait à attribuer au gaz de boues une valeur de 0^{fr},05 par mètre cube, et on trouve alors que Paris et le département de la Seine, produisant ensemble journellement environ 500 tonnes de boues sèches, pourraient en obtenir 24000 mètres cubes de gaz représentant une valeur totale de 447000 francs par an ! L'optimisme réconfortant de *M. Cavel* doit donc nous faire espérer que la distillation des boues procurera peut-être dans quelques circonstances exceptionnelles une réduction appréciable des frais de traitement des eaux résiduaires. Mais il ne faut pas nous leurrer d'espairs aussi lointains et la nécessité s'imposera pendant longtemps de faire disparaître les boues par des procédés plus simples. Il paraît incontestable que la plus grande somme d'avantages, à tous égards, est fournie par le procédé de *l'enfouissement en tranchées dans le sol arable*.

La « question des boues » étant ainsi solutionnée, nous avons à établir les principes de l'épuration biologique artificielle, celle-ci ne devant porter désormais que sur l'effluent des bassins de décantation.

Deuxième phase : solubilisation, fermentation septique. — C'est seulement à partir de cette seconde phase que les actions microbiennes entrent en jeu. Les eaux d'égout, débarrassées de 70 pour 100 au moins des matières lourdes, minérales ou organiques, qu'elles contenaient, renferment encore 50 pour 100 de ces matières en suspension fine ou à l'état colloïdal. Les bassins de digestion ou fosses septiques interviennent alors pour accomplir ce travail et ce sont les microbes apportés par les eaux d'égout elles-mêmes qui en ont la charge.

On admettait, jusqu'à ces derniers temps, que les fosses septiques étaient le siège de fermentations exclusivement *anaérobies* ayant pour résultats la transformation des matières organiques azotées en composés ammoniacaux solubles, et celle des substances hydrocarbonées en produits gazeux (méthane, acide carbonique, hydrogène). On sait aujourd'hui que les phénomènes dont ces bassins doivent être le siège, s'ils sont convenablement aménagés, sont beaucoup plus complexes.

En réalité, les fermentations dites *septiques* à cause des gaz malodorants qu'elles laissent échapper dans l'atmosphère, sont loin d'être exclusivement *anaérobies*. Beaucoup d'espèces microbiennes *aérobies*, les moisissures, une foule d'infusoires ou d'autres animaux microscopiques, y prennent une part très active.

Tous ces êtres se multiplient dans l'eau d'égout demi stagnante, s'y nourrissent, y sécrètent des diastases auxquelles sont dues surtout les actions de solubilisation. Si leurs fonctions multiples ne sont pas remplies comme elles doivent l'être, le liquide sortant des fosses septiques est mal préparé pour les traitements ultérieurs et le résultat final de l'épuration reste défectueux.

Dans une fosse septique bien construite, les eaux ne doivent séjourner que juste le temps indispensable à l'accomplissement du travail microbien de digestion et à la sédimentation parfaite des particules solides qu'elles ont véhiculées. Ce délai varie selon la nature des eaux et des matières à dissoudre, de 6 à 24 heures. S'il est prolongé davantage, on risque de saturer les liquides de gaz putrides qui entravent ensuite les processus d'oxydation. S'il est trop écourté, la sédimentation et la solubilisation sont incomplètes, et les matières non dissoutes, entraînées au dehors, vont obstruer les corps poreux sur lesquels ces mêmes processus d'oxydation doivent s'effectuer.

On voit donc qu'il n'est pas possible d'édicter des règles générales pour la construction des fosses septiques. Outre que celles-ci ne sont pas toujours indispensables — par exemple lorsqu'avec certaines eaux d'égout la séparation mécanique ou la simple décantation préliminaire suffit à retenir

plus de 80 pour 100 du total des matières en suspension — les dimensions et les dispositifs divers (chicanes, filtres, couverture, etc...) qu'elles comportent, ne peuvent être déterminés qu'après une étude préalable des eaux qu'elles auront à recevoir.

C'est ainsi que, dans telle circonstance, le séjour des liquides dans la fosse devra être ralenti ou accéléré. Dans telle autre il sera indiqué d'établir une couverture fixe ou mobile. Dans telle autre encore, l'alimentation continue devra être assurée par un réservoir régulateur. Ailleurs enfin, l'effluent de la fosse devra subir une préfiltration ou une désodorisation, empêchant les gaz qui s'en échappent d'être offensifs pour le voisinage.

Toutes ces conditions doivent être précisées d'avance dans chaque cas, avant l'établissement d'un projet. C'est pourquoi il faut absolument proscrire les systèmes d'épuration biologique passe-partout que, trop souvent, les ingénieurs ou les architectes municipaux accueillent volontiers parce qu'ils leur épargnent un travail qu'ils ne considèrent pas comme étant de leur compétence.

On a contesté parfois que les fosses septiques puissent jouer un rôle utile et qu'elles soient le siège de fermentations assez actives pour dissoudre une importante proportion des matières organiques en suspension qu'elles reçoivent. Cette question est aujourd'hui jugée et il n'est plus possible de mettre en doute les phénomènes de dissolution dont il s'agit. Lorsqu'une fosse septique est convenablement aménagée et qu'une bonne décantation préliminaire retient toutes les substances lourdes, insolubles parce que de nature minérale, ou difficilement solubles parce que trop volumineuses, les fermentations s'y établissent assez actives pour désintégrer la presque totalité des matières organiques en suspension fine qui y pénètrent, et son fonctionnement peut devenir assez parfait pour que l'extraction des boues n'en doive être effectuée qu'à de très longs intervalles pouvant s'étendre à plusieurs années. La fosse septique de notre station de l'Abattoir de *Lille* en est un exemple. Depuis sa mise en action, qui date de plus de deux ans, le volume des boues qui s'y sont déposées atteint quelques centimètres à peine et il est à prévoir

qu'on n'éprouvera pas avant très longtemps le besoin de les évacuer.

L'expérience montre que toute fosse septique judicieusement construite, et dont le travail est bien réglé, fournit un effluent susceptible d'être parfaitement épuré au moyen des dispositifs qui accomplissent la dernière phase du traitement biologique artificiel, c'est-à-dire les *lits bactériens*.

Troisième phase : lits bactériens. — Le sol arable, nu ou cultivé, représente un *lit bactérien naturel* dont la faculté d'épuration est déterminée par sa perméabilité à l'air, par la porosité des éléments qui le constituent et par l'aptitude de ces éléments à fixer, à *adsorber*, comme on dit en physique, les matières organiques dissoutes qui sont déversées à sa surface.

Nous avons déjà montré à quelles difficultés pratiques on se heurte lorsqu'on veut s'adresser exclusivement à ce milieu biologique naturel pour réaliser l'épuration de très importants volumes d'eaux d'égout, tels que ceux que produisent les grandes agglomérations urbaines. La ville de *Paris* en fait depuis trop longtemps la dure épreuve, puisque six mille hectares de terrains d'épandage lui permettent à peine de traiter la moitié des 800 000 mètres cubes d'eau que débitent quotidiennement ses collecteurs!

Le problème s'est donc posé d'accroître la puissance épurante des microbes auxquels la terre arable doit ses propriétés essentielles. On a naturellement été conduit à employer dans ce but des *lits de sable*. Mais l'expérience n'a pas tardé à montrer que des résultats beaucoup plus économiques et plus parfaits sont obtenus en substituant au sable des matériaux plus poreux, plus perméables à l'air, et dont les facultés *absorbantes* sont plus accusées. Les meilleurs de ces matériaux sont les *scories dures de haut fourneaux* et, à défaut de celles-ci, le mâchefer d'usines, la pouzzolane qu'on trouve en abondance dans les régions volcaniques, ou même le quartz concassé en fragments de la grosseur d'un œuf de poule.

Si l'on dispose de tels matériaux sur une aire artificielle imperméable, et si on les accumule en tas de 1 m. 50 ou 1 m. 75 de hauteur au-dessus d'un réseau de drains très rapprochés pour faciliter l'aération de leurs couches pro-

fondes, on réalise un *sol artificiel* merveilleusement apte à la multiplication spontanée et au travail continu des microbes auxquels sont dus, dans la terre arable, les phénomènes d'oxydation et de nitrification des matières organiques. Tel est le principe d'après lequel sont construits les *lits bactériens*.

Ces lits peuvent affecter les formes les plus diverses et il n'est pas du tout nécessaire, comme on l'a cru jusqu'à ces derniers temps, d'employer pour leur construction des matériaux de différents calibres, classés par ordre de grosseur, ni d'enfermer ceux-ci entre des murs de maçonnerie. L'important est d'assurer à leur surface une bonne distribution des liquides qu'il s'agit d'épurer. Il faut que cette distribution soit *régulière, intermittente*, et faite en *pluie*, de manière à favoriser au minimum le départ des gaz septiques et la dissolution de l'oxygène atmosphérique.

L'ingéniosité des constructeurs s'est employée à créer une variété déjà nombreuse d'appareils de distribution automatique susceptibles de remplir ces conditions. Les uns sont mobiles, les autres fixes. Certains sont actionnés par des machines motrices; d'autres par l'eau d'égout elle-même.

Nous n'hésitons pas à donner la préférence aux dispositifs les plus simples, surtout à ceux qui, étant fixes, nécessitent le moins de surveillance, et échappent le mieux aux risques d'usure rapide. Les *becs pulvérisateurs* ou les divers systèmes de *jets en pluie*, alimentés par des tuyaux qu'on dispose parallèlement les uns aux autres à la surface des lits bactériens, répondent assurément aux desiderata que nous avons formulés. Mais l'adoption d'autres types d'appareils peut être indiquée par certaines circonstances locales.

Un lit bactérien bien établi, recevant une eau d'égout convenablement décantée, peut épurer aisément un mètre cube de liquide par mètre carré de surface et par jour, c'est-à-dire un volume environ 100 fois supérieur à celui qu'épurerait péniblement le meilleur terrain d'épandage. Seulement il faut avoir soin de répartir ce mètre cube d'eau aussi également que possible sur 24 heures et faire en sorte, comme nous l'avons démontré, que la distribution soit parfaitement régulière et intermittente. L'alimentation continue, même à petites doses, ne fournit pas de bons résultats; il est indis-

pensable que les matériaux poreux du lit, entre chaque période de mouillage, aient le temps de s'égoutter et que l'air pénètre abondamment dans toute leur masse.

L'intermittence est le mieux et le plus simplement assurée par les réservoirs de chasses automatiques dont on connaît aujourd'hui plusieurs modèles excellents. Il suffit alors d'en régler le débit de telle sorte que le nombre des chasses produites par chaque appareil en 24 heures soit toujours le même. On réalise ainsi une épuration tout à fait satisfaisante.

L'eau sortant des lits bactériens ne doit plus contenir de matières organiques fermentescibles, mais elle renferme un très grand nombre de microbes provenant des matériaux poreux qu'elle a traversés et elle présente, par suite, un aspect légèrement trouble et opalescent. Pour la clarifier tout à fait, il faut la retenir pendant une ou deux heures dans un bassin de sédimentation finale, ou la faire passer à travers un filtre à gros grains de sable. Mais, même sans cette précaution, on peut la déverser dans les rivières ou dans les ruisseaux à faible débit sans qu'elle y provoque la moindre « nuisance ».

Dans certaines circonstances, d'ailleurs exceptionnelles, par exemple lorsqu'il s'agit d'évacuer dans un cours d'eau servant à l'alimentation publique les liquides biologiquement épurés provenant d'un hôpital, il peut être nécessaire d'y assurer la destruction complète des germes microbiens suspects, tels que le *colibacille*. On réalise très efficacement celle-ci en ajoutant à l'effluent des lits bactériens, avant son passage dans le bassin de sédimentation finale, une très petite quantité de *chlorure de chaux*. La proportion de 10 grammes de ce réactif par mètre cube d'eau est, d'ordinaire, largement suffisante.

On croit généralement, et bien à tort, que les lits bactériens, sous prétexte qu'ils fonctionnent automatiquement, n'ont besoin d'aucune surveillance. Sans doute ils exigent fort peu de main-d'œuvre s'ils sont bien établis et si les appareils distributeurs qui les desservent sont robustes et convenablement réglés; mais on doit s'assurer régulièrement chaque jour de leur état et ne point omettre de vérifier de temps en temps la qualité de l'effluent qui en sort. Il peut arriver que

la multiplication des organismes sur les matériaux poreux finisse par constituer des masses gélatineuses qui absorbent une grande quantité d'oxygène, dégagent beaucoup d'acide carbonique et gênent ainsi le travail d'épuration. Il faut alors laisser reposer les lits pendant quelques jours ou les arroser avec un peu de sulfate de cuivre qui fait disparaître les amas microbiens et les algues. Il peut arriver aussi que le liquide sortant des fosses septiques entraîne des matières en suspension qui finissent par encrasser la surface des matériaux. Il en résulte une perte notable de la capacité filtrante des lits et de leur puissance oxydante. Il devient alors indispensable de piocher leurs couches superficielles ou même d'enlever celles-ci pour les remplacer par des matériaux neufs.

Coût des installations d'épuration biologique artificielle. — Quel que soit le mode de traitement (épandage, précipitation chimique, séparation mécanique ou lits bactériens) auquel on veuille s'adresser, on doit se pénétrer de cette vérité que l'épuration coûte toujours cher. L'assainissement des villes n'est cependant pas un luxe, puisqu'il est la meilleure sauvegarde du capital social que représentent les vies humaines. Il ne faut donc pas chercher à le réaliser avec parcimonie et les municipalités ont le devoir de faire tous les sacrifices financiers nécessaires pour la bonne exécution du plan qu'elles auront été conduites à adopter.

On peut s'étonner toutefois que les devis d'installations d'épuration biologique qui leur sont proposés présentent fréquemment, pour des stations d'égale importance, des différences de prix considérables. Sans doute, les conditions locales imposent, dans certains cas, des dispositifs particuliers et des frais plus élevés, — par exemple si l'on doit relever les eaux et procéder à des pompages; mais il faut reconnaître qu'on a souvent exagéré les dépenses inutiles et qu'un examen plus attentif des projets, s'il eût été fait par des personnes compétentes, eût permis de réduire notablement celles-ci sans compromettre le but final.

L'expérience anglaise, plus ancienne que la nôtre, mais confirmée par elle, permet d'affirmer qu'on peut, en règle générale, établir une station d'épuration sur la base de 55 à

40 francs par mètre cube pour les frais de premier établissement et qu'on peut assurer le fonctionnement régulier de cette station avec un subside annuel correspondant à 0 fr. 55 ou 0 fr. 40 par habitant et par an. Ceci revient à dire qu'une ville dont la population est de 10 000 âmes, produisant environ 1000 mètres cubes d'eau d'égout par jour, doit dépenser, pour construire sa station d'épuration, de 55 à 40 000 francs, et que l'entretien normal de cette dernière lui coûtera de 5 500 à 4 000 francs par an. Les dépenses sont proportionnellement moindres pour les grandes stations que pour les petites, mais les chiffres que nous indiquons ci-dessus représentent une moyenne et celle-ci, bien entendu, ne tient aucun compte des frais supplémentaires qu'entraînerait, par exemple, la désinfection chimique de l'effluent des lits bactériens ou l'adoption d'appareils ou de dispositifs particuliers imposés par les circonstances locales.

Malheureusement jusqu'ici, dans notre pays du moins, où il n'existe aucune institution spécialement chargée de l'étude des projets d'assainissement et du contrôle régulier de leur fonctionnement, les municipalités sont livrées à leurs seules initiatives et il est exceptionnel qu'elles s'adressent à des personnes compétentes pour les conseiller. En Grande-Bretagne, il leur est loisible de recourir aux *Local Government Board* d'Angleterre, d'Écosse ou d'Irlande, qui leur fournissent tous les éléments d'informations dont elles ont besoin, étudient les plans qui leur sont soumis, les approuvent ou les modifient, et assurent la surveillance de leur exécution. En Allemagne, cette même fonction est dévolue à un établissement d'État qui porte le nom de *Königliche Versuchs und Prüfungsanstalt für Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung*. Cet Institut dispose d'un budget annuel de 150 000 francs et d'un personnel de savants, bactériologistes, chimistes, ingénieurs sanitaires, qui se chargent d'exécuter toutes les recherches, de recueillir tous les renseignements relatifs aux procédés de traitement d'eaux d'égout, d'étudier tous les projets et de contrôler le fonctionnement de toutes les stations d'épuration.

Une institution analogue s'impose en France, et il est désirable qu'elle soit créée le plus tôt possible. Elle collaborerait

avec les Municipalités, les industriels, les ingénieurs sanitaires, dans l'étude de tous les problèmes relatifs à l'assainissement des villes et à l'épuration des eaux résiduaires. Elle prêterait son concours aux auteurs de projets et aux inventeurs d'appareils ou de dispositifs nouveaux pour les vérifications et les contrôles qu'ils auraient intérêt à solliciter. Elle permettrait à tous de se renseigner, de s'instruire et de se tenir au courant de chaque progrès réalisé dans les questions qui font l'objet de leurs préoccupations ou de leurs travaux.

CHAPITRE II

LA STATION EXPÉRIMENTALE DE LA MADELEINE

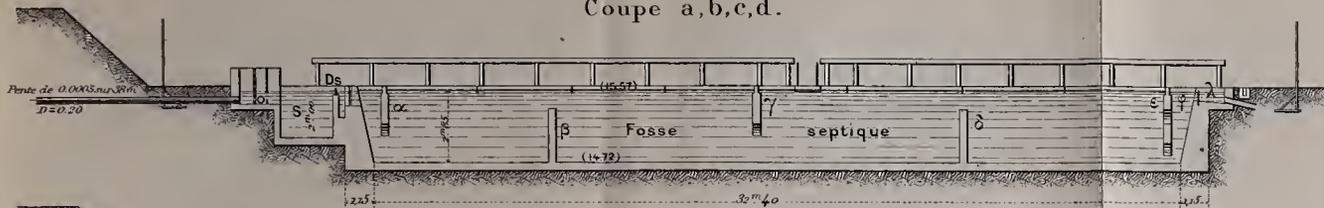
En vue des expériences que nous nous sommes proposés d'instituer ou de continuer selon notre programme, la station de La Madeleine a subi quelques modifications que nous exposons en rappelant brièvement nos descriptions antérieures.

Les eaux résiduaires d'une partie de la ville de La Madeleine sont dérivées par un barrage dans l'égout qui se déversait primitivement dans la Deûle; elles traversent une grille destinée à retenir les corps flottants volumineux, puis un régulateur système Parenty, qui règle l'admission des eaux de manière que leur volume n'excède pas celui déterminé pour les expériences. A la sortie du régulateur, les eaux se divisent en deux courants, lesquels traversent d'abord des décanteurs à sables, où elles abandonnent les matières lourdes et imputrescibles (sables, graviers, scories, etc...), pour tomber ensuite dans deux fosses septiques, ouvertes à l'air libre, d'une capacité utile de 282 mètres cubes chacune.

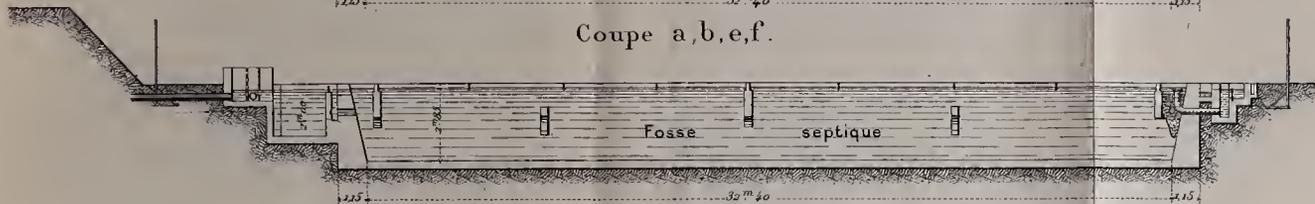
Parallèlement à ces fosses se trouve l'ancien bassin collecteur qui est devenu sans utilité depuis le remplacement des lits de contact par les lits à percolation (fig. 1).

Au sortir des fosses, l'effluent est conduit par un canal perpendiculaire à la direction de celles-ci et, de chaque côté de ce canal, se trouvent les lits bactériens. Les lits bactériens à percolation (côté gauche du plan), alimentés par six réservoirs de classe avec un siphon *Parenty* et cinq siphons automatiques, type *Geneste-Herschel*, ont été, pour la facilité

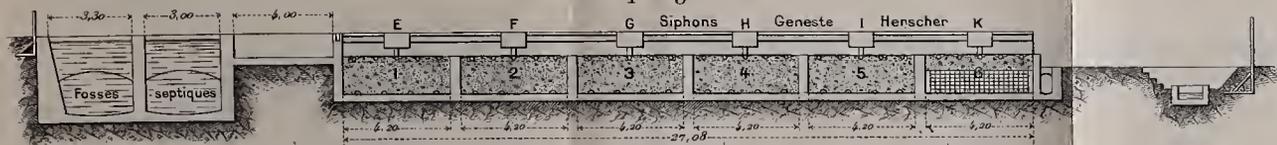
Coupe a, b, c, d.



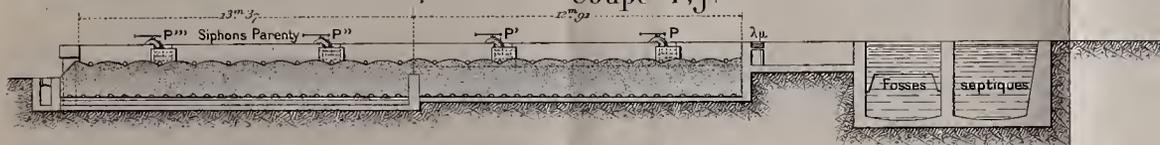
Coupe a, b, e, f.



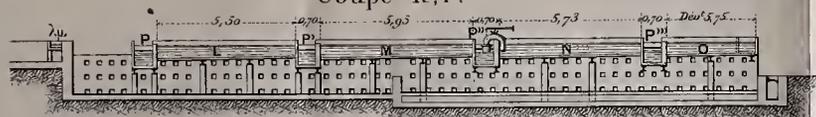
Coupe g, h.



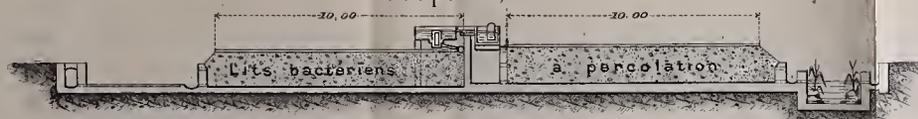
Coupe i, j.



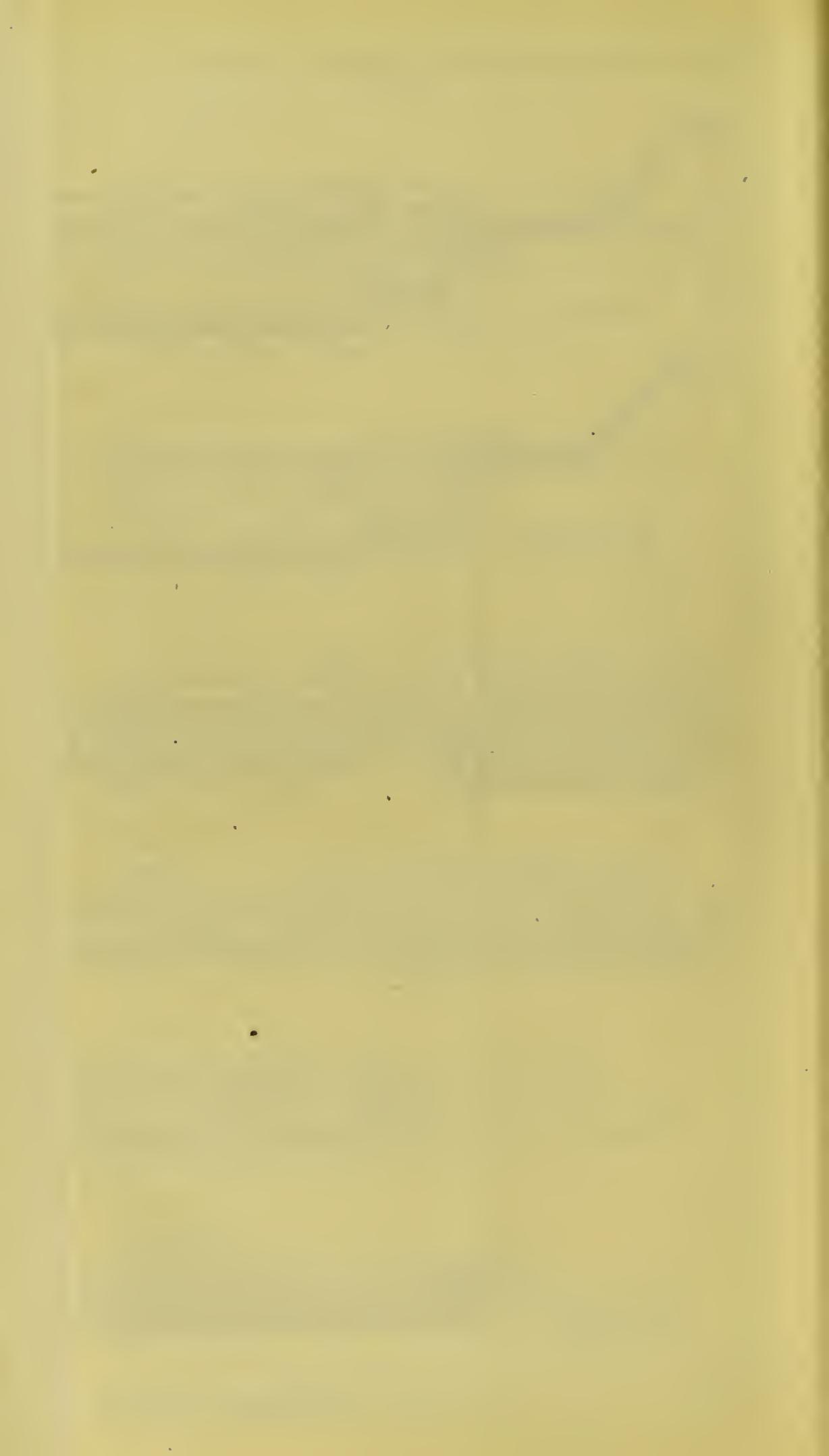
Coupe k, l.



Coupe m, n.



E. Morieu Cr.



des expériences que nous désirions poursuivre, partagés par des cloisons en six lits indépendants (fig. 2).

Le lit bactérien n° 1 est constitué par des fragments de tourbe et de pierres calcaires de la grosseur d'un œuf de poule, mélangés dans la proportion de 5 de tourbe pour 1 de pierres calcaires. De plus, pour éviter que les intempéries n'effritent trop rapidement les couches superficielles de la

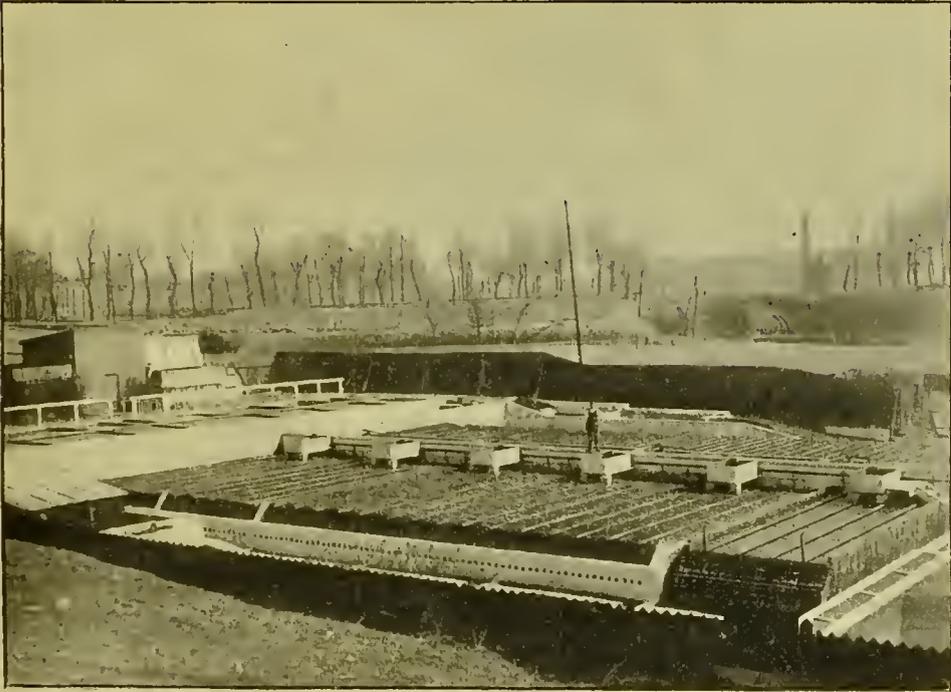


Fig. 1. — Station expérimentale de La Madeleine. — Vue générale.

tourbe, nous avons recouvert le lit d'une mince couche de briques cassées.

Le lit bactérien n° 2 est composé de briques cassées en fragments de la grosseur d'un œuf de poule, mélangées aux mêmes pierres calcaires et dans la même proportion que pour le lit n° 1.

Comme nous l'avons indiqué dans notre précédent volume, les lits bactériens de scories 3, 4 et 5 qui avaient été conservés jusqu'en 1911 tels qu'ils avaient été établis en 1905, ont été complètement refaits avec des nouveaux matériaux. Ils ont été séparés en trois parties égales. Pour ces trois lits le drainage

a été établi d'une façon spéciale par des briques posées de champ, sur lesquelles sont placées des tuiles plates.

Le lit bactérien n° 5 est maintenant constitué par mélange de scories très vitrifiées provenant des usines de la Compagnie Asturienne des Mines, à Auby (Nord), criblées pour les débar-



Fig. 2. — Station expérimentale de La Madeleine.
Lits bactériens A et B.

rasser des poussières, et de pierres calcaires. Les scories sont en gros matériaux sur les tuiles de drainage, puis en tout venant, sauf les gros morceaux, jusqu'à la surface du lit. Les pierres calcaires sont en morceaux de la grosseur d'un œuf de poule environ.

Le lit bactérien n° 4 est formé par des pierres calcaires concassées, recouvertes d'une couche mince de briquillons pour en éviter l'effritement trop rapide.

Le lit bactérien n° 4 est constitué unique-

ment de scories vitrifiées d'Auby placées comme il est indiqué pour le n° 5.

Le lit bactérien n° 6 est construit avec des briques disposées les unes horizontalement, les autres verticalement, par couches alternatives en quinconces, laissant entre elles des espaces vides rectangulaires dans lesquels on a placé un mélange de morceaux de tourbe et de pierres calcaires, comme pour le lit n° 4. Ces cellules de briques sont étagées sur une hauteur de un mètre et recouvertes d'une couche de 40 centimètres de scories pour assurer une meilleure répartition des eaux.

Les lits bactériens figurés à la partie droite du plan, alimentés par des bassins de chasse, avec siphon *Parenty*, sont composés de deux tiers de scories et d'un tiers de pierres calcaires; ils n'ont subi, depuis leur construction (décembre 1908) aucune modification ni entretien.

Le lit bactérien n° 1 est alimenté par un siphon *Parenty*; les lits 2 à 5 par des siphons du type *Geneste-Herschel*; le n° 6, par un siphon du même type, modifié par M. *Degoix*.

CHAPITRE III

RÉSULTATS ANALYTIQUES DES EXPÉRIENCES DE LA MADELEINE EN 1911-1912

Du 1^{er} juillet 1911 au 30 juin 1912, le contrôle de l'épuration a été fait chaque jour, et les analyses ont porté, comme les années précédentes, sur :

- 1° L'oxygène emprunté au permanganate en 4 heures ;
- 2° L'oxygène emprunté au permanganate en 5 minutes, avant et après incubation à la température de 50 degrés (pour les eaux épurées seulement), ou indice de putrescibilité, que nous avons aussi déterminé par la méthode au bleu de méthylène ;
- 3° L'ammoniaque ;
- 4° Les nitrates ;
- 5° Les nitrites.

En outre, en décembre 1911, février, mai et juin 1912, pendant une période de sept jours, nous avons effectué les déterminations suivantes ;

- 6° Les matières organiques et minérales en suspension dans l'eau brute ;
- 7° L'oxydabilité à chaud au permanganate (matières organiques en solution, double dosage en solution acide et en solution alcaline) ;
- 8° L'azote organique total et dissous ;
- 9° Le carbone organique total et dissous ;
- 10° L'alcalinité.

Les méthodes employées pour ces analyses ont été dé-

écrites en détail et commentées dans le premier supplément de de ces recherches⁽¹⁾.

Comme il est de règle avec les systèmes d'égouts unitaires tels que celui de La Madeleine, où les eaux résiduaires industrielles viennent se mélanger en grandes quantités aux eaux ménagères, les variations du volume des eaux à épurer sont très grandes. Le débit a varié de 500 à 600 mètres cubes par jour. Nous avons indiqué dans le tableau I les nombres relevés pendant les périodes d'analyses complètes avec le volume d'eau d'égout traité par mètre carré de lit bactérien par jour.

Les analyses ont toujours été effectuées en prélevant des échantillons moyens de vingt-quatre heures dans les bassins d'échantillonnage. Le tableau I indique les résultats fournis par les analyses complètes des quatre périodes de sept jours chacune. Les tableaux II à VI et les graphiques I à IV ont été établis d'après les moyennes par mois. Les résultats que nous présentons pour la première fois sous cette forme nous ont paru être plus suggestifs, car les petites variations passagères disparaissent pour laisser voir les plus grandes variations dont on pourra peut-être tirer quelques conclusions. Comme les deux fosses septiques ont toujours fonctionné parallèlement, nous avons indiqué les résultats obtenus de l'analyse du mélange des deux effluents.

Les lits bactériens à percolation sont désignés de la façon suivante :

Lits A et B, composés de scories et calcaire, alimentés par siphons Parenty, surface 270 mètres carrés (côté droit du plan).

Les lits de 1 à 6 (côté gauche du plan) ont chacun une surface de 42 mètres carrés.

Lit 1, composé de tourbe et calcaire recouverts d'une couche de briquillons, alimenté par siphon Parenty.

Lit 2, composé de briquillons et calcaire, alimenté par siphon type Geneste Herscher comme les lits 3, 4 et 5.

Lit 3, composé de scories vitrifiées et calcaire.

Lit 4, composé de calcaire seul.

(1) Paris, Masson et C^{ie}, éditeurs, 1908.

Lit 5, composé de scories vitrifiées seules.

Lit 6, cellules de briques avec tourbe et calcaire, recouvertes de scories, alimenté par siphon type Geueste Herscher modifié par M. Degoix.

Dans le tableau V nous avons porté les modifications produites dans les quantités de certains éléments pendant le séjour des eaux dans la fosse septique. Ces modifications se traduisent par des augmentations ou des diminutions de ces éléments. Nous avons relevé aussi le pourcentage d'épuration dans les lits bactériens calculé uniquement par rapport à la composition de l'effluent de la fosse septique. Les calculs ont été faits pour l'oxygène absorbé en quatre heures ; l'indice d'iode et l'ammoniaque sur les moyennes annuelles des déterminations quotidiennes ; pour l'oxydabilité à chaud et pour le carbone et l'azote organique dissous, sur les moyennes des périodes d'analyses complètes. Nous n'avons pris en considération le carbone et l'azote organiques totaux que pour le travail des fosses septiques.

De l'examen des résultats d'analyses nous chercherons d'abord quelles indications générales peuvent être tirées ; puis nous examinerons la marche de chacun de nos lits bactériens d'expérience.

Matières organiques. — Nous réunissons sous cette rubrique toutes les déterminations qui permettent d'évaluer la teneur des eaux en matières organiques.

Pendant huit mois nous avons déterminé comparativement la quantité d'oxygène et d'iode fixés par les matières contenues dans les eaux. On admet généralement que ces éléments se fixent de préférence sur les matières organiques, mais on sait aussi qu'ils agissent sur certains composés minéraux ; la petite quantité ainsi fixée peut généralement être considérée comme négligeable.

D'après nos résultats, l'oxygène et l'iode ne semblent pas agir sur les mêmes composés organiques, car, si l'on constate la fixation d'une quantité d'iode plus grande que celle d'oxygène, les différences sont très loin d'être en rapport avec les poids moléculaires respectifs de ces éléments. Aussi les coefficients d'épuration sont-ils toujours différents, plus élevés

pour l'indice d'iode que pour l'oxydabilité. Ceci permet de supposer que l'iode est d'autant plus fixé que la molécule organique est plus complexe, tout en étant en solution vraie comme nous le verrons plus loin lorsque nous traiterons des matières colloïdales; pour l'oxygène le phénomène inverse paraît se produire.

Comme nous l'avons toujours signalé dans les précédents volumes, les eaux d'égout de la Madeleine contiennent très peu de matières azotées. Si l'on en calcule la proportion d'après l'azote organique dosé et le coefficient 6,25, généralement admis, on ne trouve que 62 milligrammes par litre au maximum dans l'eau brute. Dans l'effluent de la fosse septique, par suite de la dissolution des matières en suspension, cette quantité peut atteindre 98 milligrammes par litre.

Le carbone organique, ou l'absence de données même approximatives, ne permet aucune évaluation de la matière organique.

Alcalinité. — L'alcalinité des eaux a été comparable à celle que nous avons rapportée l'an dernier. On constate presque toujours une augmentation pendant le séjour en fosse septique et une diminution après passage dans les lits bactériens. Les moyennes générales ont été :

	Milligr.	Diminution %	Nitrates
Eau brute.	501	»	»
Effluent des fosses septiques.	514	»	»
Effluent des lits bactériens AB.	295	25,6	15,5
— du lit bactérien n° 1 .	440	14,4	8,5
— — n° 2 .	599	22,4	10,1
— — n° 3 .	414	19,5	13,1
— — n° 4 .	395	25,6	11,1
— — n° 5 .	404	21,4	14,7
— — n° 6 .	421	17,9	14,6

Putrescibilité. — Les diverses méthodes de détermination de la putrescibilité sont effectuées dans des conditions beaucoup plus rigoureuses que celles qui correspondent à ce qui se produit dans la nature. Lorsqu'un effluent est déversé dans une rivière, il y trouve généralement un milieu oxydant, contenant de l'oxygène et des nitrates, dans lequel l'épuration s'achève. Il n'en est pas de même lorsqu'un effluent est mis

dans un flacon complètement rempli et bouché. Aussi les résultats de ces déterminations doivent-ils être considérés non comme un critérium absolu, mais comme une indication, du reste précieuse.

Le tableau VII donne les moyennes mensuelles des déterminations de l'oxygène absorbé en 5 minutes avant et après sept jours d'incubation. Le tableau VIII la putrescibilité déterminée par le bleu de méthylène. Enfin, pour les périodes d'analyses complètes, nous avons dosé, avant et après incubation, non seulement l'oxygène absorbé en trois minutes, mais encore l'ammoniaque, les nitrates et les nitrites.

La méthode au bleu de méthylène est, pourrions-nous dire, trop sensible, car, comme on s'en rendra compte en comparant les tableaux VII et VIII, l'épreuve de l'oxygène absorbé en trois minutes ne révèle des résultats plus élevés après incubation que pour les lits n^{os} 1, 2 et 4, et pour tous les lits sauf A et B la décoloration du bleu de méthylène se produit plus ou moins souvent au bout de un ou deux jours.

Matières colloïdales. — Nous avons repris, pendant les périodes d'analyses complètes, nos déterminations des matières colloïdales. Nous avons employé comme précédemment la méthode de précipitation par le talc. L'analyse avant et après précipitation permet d'évaluer les proportions des matières solubles et des matières colloïdales. Nous avons comparé les résultats de l'oxygène absorbé en quatre heures et de l'indice d'iode. Le tableau X donne les résultats moyens par période et le tableau XI la moyenne générale avec les proportions pour 100 des matières dissoutes et des matières précipitées.

Pour les eaux polluées, eau brute et effluent des fosses septiques, les résultats obtenus par ces deux méthodes sont extrêmement différents : la proportion de matières précipitées est de 25 et 21 pour 100 avec l'iode et de 61,5 et 61,5 pour 100 avec l'oxygène. Les résultats se rapprochent pour les effluents, quoique toujours inférieurs pour l'iode, sans que toutefois on puisse tirer une conclusion sur le degré d'épuration de ces effluents. Il est certain que ces deux éléments se fixent sur des matières différentes et il semble que l'iode agisse principalement sur les matières dissoutes.

Marche de l'épuration. — Nous examinerons maintenant chaque élément du problème de l'épuration, c'est-à-dire l'eau brute, l'effluent des fosses septiques et les effluents des divers lits bactériens. Pour les lits bactériens nous avons projeté de les alimenter tous d'une façon uniforme pour pouvoir comparer l'épuration produite dans chacun d'eux; puis de les alimenter proportionnellement à leur pouvoir épurant. Mais nous avons rencontré les plus grandes difficultés pour remplir notre programme à cause des variations de débit des égouts de La Madeleine, et nous devons nous efforcer de tirer les conclusions des résultats obtenus à diverses époques de l'année.

La composition de l'eau brute a été variable, en dépendance directe avec l'abondance des pluies.

L'effluent des fosses septiques présente des variations parallèles à celles de l'eau brute. Cependant il se produit dans les fosses des transformations qui se traduisent par une diminution de l'oxygène absorbé à froid et beaucoup plus à chaud, et de l'indice d'iode. Ces diminutions sont plus importantes qu'elles n'apparaissent, car certains composés comme l'hydrogène sulfuré, qui sont intéressés dans ces dosages, sont plus abondants dans l'effluent des fosses que dans l'eau brute: il s'en suit que la diminution des matières oxydables est d'autant plus grande. Il y a aussi diminution très importante du carbone et de l'azote total provenant du dépôt des matières en suspension; mais ces mêmes éléments se retrouvent en partie à l'état dissous, d'où augmentation très forte pour l'azote, faible pour carbone. Ces différences s'expliquent facilement si l'on se rappelle que les matières carbonées se décomposent en donnant principalement des produits gazeux. Malgré cette augmentation très sensible de l'azote organique dissous, la proportion d'ammoniaque est restée stationnaire en moyenne annuelle.

Lits bactériens A et B. — Malgré les plus grandes variations de débit, de 300 à 700 litres par mètre carré et par jour, en moyenne mensuelle, les courbes représentatives des résultats d'analyses montrent la plus grande régularité dans l'épuration. Nous avons dit plus haut que les effluents de ces lits n'ont jamais décoloré le bleu de méthylène, même après plus

de 2 jours. Les variations dans la teneur en nitrates ne peuvent s'expliquer que par la présence à certaines époques de produits nuisibles à la nitrification et par les influences atmosphériques. En juillet, la teneur en nitrates est très faible par suite de la forte concentration des eaux à épurer et malgré un débit relativement peu important : 400 litres ; en novembre, baisse de nitrates, concentration assez forte et grand débit ; en avril, nouvelle baisse, mais pourtant débit moyen et concentration moyenne. Il conviendrait donc, avec les eaux d'égout de La Madeleine, de ne pas dépasser sensiblement 500 à 600 litres par mètre carré et par jour.

Lit bactérien n° 1. — De juillet 1911 à février 1912, le débit s'est élevé progressivement de 200 à 600 litres par mètre carré et par jour ; puis il est descendu non moins progressivement pour atteindre seulement 240 litres en juin, en moyenne mensuelle. Les meilleurs résultats d'épuration ont été obtenus en octobre 1911 avec un débit de 250 litres, l'eau à épurer étant de concentration moyenne. Les plus mauvais résultats sont en avril 1912 avec un débit de 520 litres. Cependant en janvier 1912, avec un débit très fort, les résultats étaient encore passables. Il est vrai que les eaux à épurer étaient alors au minimum de concentration. Le lit à tourbe se montre donc, comme l'an dernier, de moitié environ inférieur au lit de scories.

Lit bactérien n° 2. — Ce lit a toujours fonctionné avec un débit assez élevé variant de 460 à 780 litres par mètre carré et par jour, en moyenne mensuelle. Les résultats ont été franchement mauvais jusqu'en novembre 1911, puis ils s'améliorèrent considérablement depuis cette époque jusqu'en juin, avec une faiblesse passagère en avril 1912 par suite de l'augmentation brusque de la concentration de l'eau à épurer malgré un débit plus faible (moins de 500 litres). Le lit bactérien à briquillons et calcaire semble donc, d'après les meilleurs résultats obtenus cette année, se classer avant le lit à tourbe.

Lit bactérien n° 3. — La maturation d'un lit bactérien exige toujours un certain temps. Pour le lit n° 5, cette période a

duré un mois, car dès décembre 1911 la nitrification s'établit d'une façon active malgré des débits très forts de 600 à 700 litres par mètre carré et par jour. Comme nous l'avons déjà fait remarquer, l'épuration a été moins bonne en avril 1912 malgré un débit plus faible par suite du relèvement brusque de la concentration des eaux à épurer. Les résultats d'épuration avec les scories vitrifiées mélangées de calcaire sont cependant très satisfaisants. Il reste à déterminer, pour les comparer avec les lits bactériens A et B, quelle sera la durée de ces matériaux.

Lit bactérien n° 4. — La durée de maturation pour ce lit a été plus longue et, depuis, les résultats sont inégaux et souvent insuffisants. Ils semblent cependant s'améliorer et il est permis d'espérer qu'il en sera de même que pour le lit n° 2. Les pierres calcaires ne paraissent pas cependant être des matériaux de choix. Les débits ont été sensiblement les mêmes que pour le n° 5.

Lit bactérien n° 5. — Les résultats d'épuration obtenus avec ce lit sont tout à fait comparables à ceux du lit n° 5 et même un peu meilleurs, car les débits ont été sensiblement supérieurs. On pourrait donc en déduire que, pour épurer les eaux de La Madeleine, la présence de pierres calcaires n'est pas nécessaire.

Lit bactérien n° 6. — Dans l'ensemble, l'épuration a été satisfaisante, mais paraissant d'autant meilleure que le débit est plus faible. Ainsi de juillet à octobre 1911, malgré la forte concentration des eaux à épurer avec un débit de 240 à 420 litres par mètre carré et par jour, l'épuration a été très bonne et la nitrification très active. Depuis novembre, avec des débits variant de 500 à 600 litres, l'épuration a été peu satisfaisante. Il apparaît donc que pour ce lit de cellules avec tourbe et calcaire recouvertes d'une couche de scories, le débit ne doit pas dépasser sensiblement 400 litres.

En résumé, des expériences faites au cours de l'année 1911-1912, on peut déduire que les matériaux des lits bactériens peuvent être classés de la façon suivante :

En première ligne : scories ordinaires ou vitrifiées avec ou sans pierres calcaires ;

Ensuite, briquillons et pierres calcaires ;

Tourbe et pierres calcaires et cellules à tourbe ;

Pierres calcaires.

Lorsque l'expérience aura pu être poursuivie pendant plusieurs années consécutives, nous pourrons juger si ce classement doit être modifié.

Analyses bactériologiques. — L'épuration biologique des eaux d'égout étant l'œuvre des microbes, il est constant que l'on doit en retrouver à tous les stades et même dans les effluents des lits bactériens. Il est cependant reconnu que tous les effluents épurés ont une teneur microbienne beaucoup plus faible que celle de l'eau brute ou de l'effluent des fosses septiques. Il était ainsi intéressant de rechercher si la composition des matériaux des lits bactériens et l'épuration qu'on y obtient avaient une influence sur le nombre de germes.

Nous avons effectué un grand nombre d'analyses bactériologiques en employant les méthodes en usage pour l'analyse des eaux potables, avec cette différence que les numérations étaient faites après 10 jours sur des dilutions beaucoup plus grandes.

La composition microbienne des effluents de fosses septiques est la suivante par centimètre eube :

Germes microbiens aérobies : 1 640 000 à 5 200 000.

Germes microbiens liquéfiant la gélatine : 95 000 à 280 000.

Bactérium Coli : 10 000 à 100 000.

Parmi les germes aérobies, nous avons déterminé le *bacillus fluorescens liquefaciens*, *sarcines*, *moisissures* (généralement *penicillium*, rarement les *mucors*), *protens vulgaris*, *bacillus subtilis*, *bacillus mesentericus*, des espèces putrides, chromogènes, etc.

La plupart de ces espèces se retrouvent dans les effluents des lits bactériens, mais leur nombre est diminué et, pour certaines dans des proportions considérables. Par contre, les moisissures y sont plus nombreuses.

Nous ne pouvons rapporter tous nos résultats. Nous ne donnerons que ceux d'une série d'analyses effectuées sur des pré-

lèvements opérés le même jour et à la même heure. Les échantillons étaient prélevés dans les bassins d'échantillonnage, les eaux y ayant séjourné de 0 à 6 heures. Nous avons joint au tableau ci-dessous, les résultats des dosages de l'oxygène absorbé en 4 heures et des nitrates.

	NOMBRE DE GERMES par centimètres cubes			OXYGÈNE absorbé en 4 h.	NITRATES
	Aérobies	Liquéfiant la gélatine	Bacterium Coli		
Effluent des fosses septiques. . .	2 400 000	560 000	10 000	56,4	»
Effluent des lits bactériens A et B.	7 000	4 000	10	5,8	12.
— — N° 1. . .	200 000	56 000	1 000	10,2	9
— — N° 2. . .	1 140 000	178 000	10 000	16,2	3,5
— — N° 3. . .	12 000	3 000	160	7,6	22
— — N° 4. . .	100 000	60 000	100	9,6	20
— — N° 5. . .	8 800	6 000	10	8,2	28
— — N° 6. . .	28 000	5 400	100	8,6	16

Avant d'examiner ces résultats il y a lieu de faire remarquer que les débits étaient variables suivant les lits : les lits A et B, et n° 5, 4 et 3 étaient approximativement alimentés au même débit; pour le lit n° 2 le débit était environ un sixième plus fort, et pour les lits n° 1 et 6 le débit était moitié moindre.

Ceci posé, en tenant compte de l'influence du débit, nous voyons que la diminution des germes est proportionnelle à l'épuration jugée par les réactions chimiques; c'est-à-dire que mieux l'eau est épurée, moins elle contiendra de germes microbiens. Nous pouvons donc opérer un classement d'élimination bactérienne comme nous l'avons fait pour l'élimination des composés chimiques et nous aurons :

- 1° Lits de scories et calcaire;
- 2° Lits de scories vitrifiées avec ou sans calcaire;
- 3° Lits à cellules de tourbe et calcaire;
- 4° Lits à pierres calcaires;
- 5° Lits à tourbe.

Nous mettons hors série pour le moment le lit à briquillons et calcaire qui était alimenté ce jour-là d'une façon excessive eu égard à son pouvoir épurant.

Nous comptons renouveler fréquemment ces analyses pour

étudier l'influence des saisons sur la flore microbienne des eaux épurées.

Nous avons spécifié plus haut que les échantillons soumis à l'analyse étaient prélevés dans des bassins d'échantillonnage. La vidange des bassins est faite chaque jour vers 8 heures du matin et les prélèvements furent toujours effectués à 2 heures de l'après-midi; il s'en suit que les échantillons constituaient le mélange d'effluents ayant séjourné de 0 à 6 heures dans les bassins. Nous avons effectué de nombreuses analyses d'échantillons prélevés directement à la sortie des rigoles d'évacuation des effluents des lits A et B et dans le bassin, et nous avons remarqué que, pendant ce séjour de peu de durée relative, 5 heures en moyenne, le nombre de germes diminuait d'une façon considérable. Voici du reste les moyennes de toutes nos numérations par centimètre cube :

	A la sortie des lits	Dans le bassin d'échantillonnage
Germes aérobies	275 000	8 600
Germes liquéfiant la gélatine . .	44 200	1 800
Bacterium Coli	5 500	74

Cette épuration microbienne obtenue par simple dépôt a déjà été constatée pour les eaux destinées à l'alimentation et on devait s'attendre à ce qu'il en fût de même pour les eaux très riches en germes.

La conclusion pratique est que si l'on a recommandé d'établir des bassins de décantation pour le dépôt des *films* et autres matières en suspension, ces bassins auront de plus cet heureux résultat de diminuer d'une façon très appréciable le nombre de germes.

Nous pensons qu'il ne s'agit que d'une simple décantation, car si, dans les eaux très polluées, le nombre de germes diminue assez rapidement sans laisser opérer de décantation, pour les eaux très peu polluées il y a d'abord accroissement, puis diminution. Ainsi :

Au moment du prélèvement	Après 1 jour	Après 2 jours	Après 5 jours
210 000	240 000	28 600	6 500
1 800	8 000	120 000	5 500

Après 5 jours, la diminution est extrêmement lente. Le *Bacterium Coli* semble disparaître plus rapidement que les autres germes.

Stérilisation des effluents. — Si l'emploi des hypochlorites pour la stérilisation des eaux destinées à l'alimentation est discuté, pour certaines raisons, il n'en peut être de même pour la stérilisation des effluents de station d'épuration d'eaux d'égout lorsqu'on doit les rejeter dans des cours d'eau où l'on puise les eaux d'alimentation.

Des essais très nombreux ont été tentés aux États-Unis où l'on se trouve presque toujours dans ces conditions et ils ont donné de très bons résultats.

Notre station de La Madeleine nous permettant d'avoir des effluents de qualités très diverses, nous avons fait quelques expériences pour déterminer la quantité de chlore et le temps de contact nécessaire pour obtenir la stérilisation.

Les échantillons étaient prélevés dans des flacons stérilisés de 250 centimètres cubes. Aussitôt après la prise nécessaire

LITS BACTÉRIENS	A et B	N° 2	N° 5	N° 6	
Oxygène absorbé en 4 heures au moment du prélèvement . . .	5,8	19,4	9,8	12,6	
Germes aérobies . . .	2 900	1 500 000	56 000	680 000	
Germes liquéfiant la gélatine	250	590 000	14 000	75 000	
Bacterium Coli . . .	1	1 000	400	1 000	
DURÉE de CONTACT	1 heure	1 heure	2 heures	1 heure	1 heure
Addition de 2 milligr. de chlore par litre.					
Germes aérobies . . .	24	600 000	500 000	22	240
Germes liquéfiant la gélatine	8	200 000	190 000	46	480
Bacterium Coli . . .	0	10	10	0	0
Addition de 5 milligr. de chlore par litre.					
Germes aérobies . . .	2	110	48	54	150
Germes liquéfiant la gélatine	7	90	70	52	580
Bacterium Coli . . .	0	0	0	0	0

pour la numération des germes, avant stérilisation, nous ajoutions des quantités d'hypochlorite de soude correspondant à 2 et 5 milligrammes de chlore par litre d'eau traitée. Après mélange, nous attendions une heure ou deux heures pour faire les prises pour de nouvelles numérations.

Les résultats obtenus sont les suivants (les nombres sont comptés par centimètre cube) :

Nous n'avons rapporté les essais avec deux heures de contact que pour l'effluent du lit n° 2 qui était très pollué.

Nous voyons donc que, lorsque l'eau est épurée, même si elle contient un grand nombre de germes, de très petites quantités de chlore, 2 milligrammes par litre, suffisent pour obtenir la stérilisation pratique. Ce n'est que si l'épuration est médiocre ou mauvaise que cette quantité doit être plus forte, jusqu'à 5 milligrammes par litre. Il apparaît aussi nettement qu'il n'est pas utile de prolonger la durée de contact de plus d'une heure. Ceci est important à considérer pour la construction des bassins de retenue des eaux avant leur rejet à la rivière. Il semble enfin, d'après nos essais, que la stérilisation ne soit obtenue que si, après le temps de contact, il reste encore des traces de chlore libre.

TABLEAU II. — Oxygène absorbé en 4 heures.

DATES	EAU BRUTE	FOSSE SEPTIQUE	LITS BACTÉRIENS						
			A et B	N° 1	N° 2	N° 3	N° 4	N° 5	N° 6
Juillet 1911	66,6	52,7	10,5	15,9	21,7	»	»	»	14,5
Août —	65,4	49,4	9,1	12,5	20,9	»	»	»	11,2
Septembre 1911	58,7	48,6	7,2	10,6	18,0	»	»	»	10,7
Octobre —	47,5	40,0	6,5	9,2	15,0	»	»	»	9,1
Novembre —	55,0	44,2	7,2	11,7	14,8	18,1	19,4	16,0	11,9
Décembre —	59,6	50,9	7,8	15,2	12,1	14,8	18,1	14,7	15,2
Janvier 1912	55,5	51,9	6,6	11,1	11,5	15,0	14,1	11,1	10,4
Février —	54,2	55,9	7,4	15,5	12,9	15,9	17,2	15,0	11,6
Mars —	51,6	51,5	7,0	15,4	11,0	12,5	14,5	12,5	9,8
Avril —	45,5	41,6	9,8	18,1	15,6	15,7	17,7	15,7	14,5
Mai —	48,7	46,0	8,5	15,5	14,4	14,9	18,5	15,7	15,8
Juin —	55,2	47,7	7,2	15,2	»	15,0	17,4	14,1	15,9
Moyenne annuelle	47,9	42,0	7,9	15,5	15,1	15,0	17,1	14,5	12,0

TABLEAU III. — Indice d'iode.

(en milligramme d'iode par litre)

DATES	EAU BRUTE	FOSSE SEPTIQUE	LITS BACTÉRIENS						
			A et B	N° 1	N° 2	N° 3	N° 4	N° 5	N° 6
Novembre 1911	88	74	8	50	16	25	27	19	14
Décembre —	57	69	15	20	16	19	24	20	19
Janvier 1912	41	45	8	12	15	14	17	12	12
Février —	45	43	10	15	14	17	19	19	17
Mars —	45	44	9	16	12	14	16	15	12
Avril —	57	53	11	22	17	17	19	17	18
Mai —	72	60	9	18	18	18	20	19	17
Juin —	90	68	8	20	»	18	21	18	18
Moyenne de 8 mois	61,6	57,6	9,6	19,1	15,1	17,5	20,5	17,5	15,8

TABLEAU IV. — Ammoniaque.

DATES	EAU BRUTE	FOSSE SEPTIQUE	LITS BACTÉRIENS						
			A et B	N° 1	N° 2	N° 3	N° 4	N° 5	N° 6
Juillet 1911	25,2	22,4	5,6	6,2	9,5	»	»	»	6,0
Août —	18,9	18,5	2,9	5,4	7,8	»	»	»	2,7
Septembre 1911	25,4	25,5	1,4	4,5	9,0	»	»	»	2,7
Octobre —	19,1	19,0	1,4	5,1	7,0	»	»	»	2,2
Novembre —	20,8	20,8	2,5	4,4	6,8	15,5	14,4	12,8	5,2
Décembre —	20,9	21,0	5,7	8,5	5,8	8,5	10,8	8,6	8,6
Janvier 1912	20,2	19,4	5,5	5,5	5,5	6,2	6,5	5,1	6,2
Février —	20,5	20,1	5,9	8,7	6,0	8,4	8,4	8,5	7,4
Mars —	16,2	17,5	2,9	7,6	5,0	6,1	7,1	6,1	6,1
Avril —	20,2	22,1	4,5	9,6	5,5	7,0	7,4	6,9	8,6
Mai —	23,5	25,2	5,7	7,1	5,6	5,4	6,7	5,5	7,0
Juin —	25,5	22,7	2,5	7,4	»	5,1	6,0	4,2	7,5
Moyenne annuelle	20,8	20,8	5,2	6,5	6,7	7,5	8,4	7,2	5,8

TABLEAU I. — Périodes d'analyses comp

DATE DE LA PRISE	NATURE DE L'ÉCHANTILLON	VOLUME MOYEN EN MÈTRES CUBES PAR 24 HEURES PENDANT LES 7 JOURS	VOLUME D'EAU TRAITÉ PAR MÈTRE CARRÉ DE LITS BACTÉRIENS PAR JOUR, EN MÈTRES CUBES	ALCALINITÉ EN CO ² Ca	MATIÈRE EN SUSPENSION	
					ORGANIQUES	
Du 10 au 16 décembre 1911	Eau brute	561,01	"	451	171,7	
	Effluent des fosses septiques	561,01	"	460	"	
	Effluent des lits bactériens : A et B	210,56	0,779	570	"	
	— — — — — N° 1	24,82	0,591	420	"	
	— — — — — N° 2	28,11	0,669	569	"	
	— — — — — N° 3	23,55	0,608	560	"	
	— — — — — N° 4	23,90	0,617	584	"	
Du 11 au 17 février 1912	— — — — — N° 5	26,70	0,656	571	"	
	— — — — — N° 6	19,57	0,466	597	"	
	Eau brute	562,50	"	450	185,8	
	Effluent des fosses septiques	562,50	"	471	"	
	Effluent des lits bactériens : A et B	182,77	0,676	400	"	
	— — — — — N° 1	52,67	0,778	416	"	
	— — — — — N° 2	29,60	0,705	586	"	
Du 5 au 11 mai 1912	— — — — — N° 3	51,69	0,824	409	"	
	— — — — — N° 4	52,72	0,779	584	"	
	— — — — — N° 5	27,41	0,655	587	"	
	— — — — — N° 6	22,61	0,559	401	"	
	Eau brute	256,91	"	521	149,0	
	Effluent des fosses septiques	256,91	"	544	"	
	Effluent des lits bactériens : A et B	141,53	0,554	420	"	
Du 25 au 29 juin 1912	— — — — — N° 1	11,47	0,545	454	"	
	— — — — — N° 2	20,17	0,480	442	"	
	— — — — — N° 3	18,53	0,457	455	"	
	— — — — — N° 4	18,45	0,459	581	"	
	— — — — — N° 5	20,17	0,488	426	"	
	— — — — — N° 6	18,67	0,415	455	"	
	Eau brute	507,11	"	584	245,9	
Effluent des fosses septiques	507,11	"	580	"		
Effluents des lits bactériens : A et B	162,91	0,605	585	"		
Du 25 au 29 juin 1912	— — — — — N° 1	14,98	0,557	470	"	
	— — — — — N° 2	"	"	"	"	
	— — — — — N° 3	55,77	0,852	451	"	
	— — — — — N° 4	29,96	0,701	422	"	
	— — — — — N° 5	54,15	0,857	451	"	
	— — — — — N° 6	19,55	0,460	451	"	

Madéleine en 1911-1912.

GÈNE		MATIÈRES ORGANIQUES		CARBONE ORGANIQUE EN C			AMMONIAQUE EN AzH ³	AZOTE EN Az			NITRATES EN Az ² O ⁵	NITRITES EN Az ² O ⁵	
ORBÈ		Dosage au permanganate en oxygène		EN C				AMMONIACAL	ORGANIQUE				
EN 4 HEURES	APRÈS 7 JOURS D'INCUBATION A 50 DEGRÉS	EN SOLUTION ACIDE	EN SOLUTION ALCALINE	TOTAL	DISSOUS	EN SUSPENSION			TOTAL	DISSOUS	EN SUSPENSION		
8,6	»	109	71	165,2	49,6	115,6	21	17,2	16,2	8,5	7,7	»	»
8,6	»	88	61	»	58,0	»	22,7	18,6	»	15,9	»	»	»
7,4	2,8	12,7	41,7	»	16,4	»	5,6	2,9	»	4,8	»	12	0
7,1	8,5	58,0	27,0	»	26,4	»	9,5	7,8	»	9,2	»	4,7	0,8
2,6	5,8	26,9	21,9	»	54,5	»	7,2	5,9	»	6,5	»	15,0	2,2
6,2	4,8	58,6	28,4	»	50,0	»	9,4	7,7	»	9,0	»	12,0	2,3
9,9	9,8	47,8	56,0	»	55,5	»	12,0	9,8	»	11,2	»	5,4	5,6
3,1	4,3	55,4	55,6	»	25,5	»	8,9	7,5	»	8,1	»	12,0	2,8
4,2	5,6	50,9	25,7	»	19,4	»	9,9	8,2	»	7,6	»	8,0	1,8
9,7	»	85,7	70,9	158,0	57,2	100,8	19,7	16,2	16,6	7,6	9,0	»	»
2,4	»	82,6	57,1	»	56,4	»	20,0	16,4	»	9,7	»	»	»
8,5	2,1	15,9	15,0	»	21,5	»	4,2	3,4	»	5,5	»	15	0
4,4	6,7	52,9	27,7	»	25,4	»	8,6	7,1	»	7,9	»	5	0,5
4,5	5,5	29,5	22,5	»	26,0	»	6,0	4,9	»	6,5	»	12	2,4
6,2	4,9	40,5	28,9	»	21,5	»	7,4	6,1	»	7,5	»	11	1,9
7,0	6,1	57,0	28,1	»	22,6	»	7,6	6,2	»	8,9	»	10	2,6
4,2	5,7	50,1	25,6	»	25,1	»	7,0	5,7	»	6,8	»	14	1,0
1,9	2,7	24,6	18,6	»	25,5	»	6,7	5,5	»	7,0	»	9	1,0
51,8	»	125,0	89,0	165,8	64,2	99,6	24,8	20,5	17,4	8,5	8,9	»	»
17,7	»	91,0	65,0	»	66,4	»	22,8	18,7	»	14,1	»	»	»
8,8	2,5	18,6	15,5	»	16,0	»	5,7	5,0	»	8,8	»	24	0,1
7,1	7,6	58,0	29,0	»	51,7	»	7,0	5,7	»	9,2	»	5,4	0
6,4	4,9	56,0	28,0	»	22,6	»	5,5	4,5	»	8,6	»	12,0	1,9
8,1	5,2	56,0	51,0	»	56,7	»	6,0	4,9	»	9,7	»	9,2	1,7
11,5	5,2	41,0	55,0	»	55,4	»	5,6	4,6	»	12,5	»	12,5	4,2
7,4	4,9	58,0	50,0	»	26,0	»	5,6	4,6	»	10,0	»	16,0	2,0
5,9	5,9	27,4	21,5	»	25,2	»	5,1	4,2	»	8,5	»	14,0	0,4
8,5	»	111,0	78,0	222,7	76,1	146,6	24,2	19,8	17,2	10,0	7,2	»	»
5,1	»	109,0	76,0	»	62,5	»	25,5	19,1	»	10,1	»	»	»
7,0	2,5	11,6	10,5	»	11,6	»	1,7	1,4	»	5,1	»	25	0
5,6	6,5	50,9	25,5	»	27,2	»	8,0	6,5	»	5,9	»	4	0,7
»	»	»	»	»	»	»	»	»	»	»	»	»	»
16,5	4,8	50,7	22,9	»	54,5	»	6,0	4,9	»	6,4	»	15	2,0
19,5	5,0	56,9	24,4	»	56,9	»	6,7	5,5	»	8,4	»	11	5,0
15,9	4,2	28,5	21,7	»	22,4	»	4,1	5,5	»	6,8	»	21	5,2
14,5	4,1	29,4	21,4	»	18,9	»	7,5	6,1	»	6,6	»	10	0,8

TABLEAU V.

	OXYGÈNE absorbé en 4 heures	INDICE d'IODE	AMMONIAQUE	OXYDABILITÉ A CHAUD		AZOTE organique	CARBURE organique
				Solu- tion acide	Solu- tion alcaline		
Transformation] en fosse septique pour cent.							
Augmentation.	"	"	"	"	"	Dissous 46,6	Dissous. 2,4
Diminution . .	12,5	6,5	"	25,0	25,2	Total . 51,7	Total . 65,9
Coefficients d'épuration pour cent, rapportés à l'effluent des fosses septiques.							
						Dissous	Dissous
Lits A et B . .	81,2	85,5	84,7	84,5	81,5	49,8	75,5
Lits 1.	67,9	69,4	69,8	62,7	58,8	55,5	55,9
— 2.	64,1	75,8	67,8	65,2	75,9	42,7	51,5
— 3.	64,5	72,6	64,0	61,1	57,6	52,5	49,9
— 4.	59,5	67,8	59,7	56,5	52,8	19,9	47,5
— 5.	66,0	72,6	65,4	64,8	57,7	55,5	59,5
— 6.	72,2	74,2	72,2	70,0	67,7	58,0	64,1

TABLEAU VI. — Nitrates, Nitrites.

DATES	LITS A et B		LIT N° 1		LIT N° 2		LIT N° 3		LIT N° 4		LIT N° 5		LIT N° 6	
	Nitrates	Nitrites	Nitrates	Nitrites	Nitrates	Nitrites	Nitrates	Nitrites	Nitrates	Nitrites	Nitrates	Nitrites	Nitrates	Nitrites
Juillet 1911. . . .	6,2	1,5	5,5	1,1	0,7	1,5	"	"	"	"	"	"	12,9	1,8
Août —	15,6	1,5	9,4	0,9	0,7	0,5	"	"	"	"	"	"	21,4	1,4
Septembre 1911. .	17,0	0,7	12,0	1,9	0,7	2,4	"	"	"	"	"	"	25,0	2,1
Octobre —	15,4	0,5	15,0	1,4	5,9	1,2	"	"	"	"	"	"	24,0	1,7
Novembre — . . .	10,1	traces	15,6	1,5	5,8	5,2	1,8	1,5	1,7	0,8	2,7	1,9	15,9	2,5
Décembre — . . .	16,6	traces	9,6	2,4	19,0	2,7	17,2	5,4	9,1	4,1	16,2	5,9	14,5	5,2
Janvier 1912. . . .	21,6	0	15,7	1,1	22,2	1,6	19,0	1,2	18,0	2,6	21,0	1,5	16,5	1,9
Février —	15,0	0	5,5	0,6	15,4	1,7	11,4	1,9	11,0	2,8	10,7	1,6	9,5	1,0
Mars —	15,0	1,2	7,6	2,1	18,9	2,9	16,0	5,2	15,7	5,9	18,7	5,5	13,0	5,1
Avril —	10,0	0,4	2,2	traces	9,2	1,9	9,9	2,2	7,5	4,7	12,2	2,7	6,7	2,4
Mai —	22,0	traces	4,0	traces	14,2	1,2	15,1	1,5	10,8	5,1	16,0	2,0	8,9	0,4
Juin —	21,5	traces	5,8	0,6	"	"	14,0	1,9	15,0	2,7	20,0	2,9	8,5	0,9
Moyenne annuelle	15,5	0,5	8,5	1,1	10,1	1,9	15,1	2,1	11,1	5,1	14,7	2,5	14,6	4,8

TABLEAU VII. — Oxygène absorbé en 3 minutes.

DATES	LITS A et B		LIT N° 1		LIT N° 2		LIT N° 3		LIT N° 4		LIT N° 5		LIT N° 6	
	Avant incubation	Après incubation												
Juillet 1911	4,0	4,0	6,4	6,8	7,9	14,9	»	»	»	»	»	»	5,5	5,2
Août —	5,5	5,7	4,7	4,5	8,7	14,5	»	»	»	»	»	»	4,4	4,1
Septembre 1911. . .	2,3	2,2	4,1	5,6	7,6	9,3	»	»	»	»	»	»	4,2	5,4
Octobre —	2,5	2,2	5,5	5,0	6,1	15,0	»	»	»	»	»	»	5,4	5,7
Novembre —	2,7	2,4	4,8	6,4	5,1	6,5	7,7	12,9	8,4	15,6	6,5	9,5	4,6	4,9
Décembre —	2,8	2,8	5,9	7,6	4,4	5,6	5,7	5,5	7,1	8,5	5,4	4,5	5,0	5,0
Janvier 1912	2,6	2,0	4,5	4,5	4,4	3,2	4,8	5,8	5,6	4,4	4,5	5,1	5,6	5,9
Février —	2,9	2,4	5,5	7,2	5,0	5,7	6,1	6,0	6,5	7,5	5,7	5,5	4,5	4,5
Mars —	2,6	2,0	4,7	7,4	5,5	5,0	4,1	5,9	4,8	5,4	4,2	4,0	3,2	5,5
Avril —	3,5	2,9	7,0	14,7	5,1	4,5	5,8	3,2	6,4	6,9	5,9	5,5	5,4	5,6
Mai —	3,1	2,4	6,0	7,2	5,6	4,5	5,8	4,5	7,1	5,6	5,8	4,5	5,4	5,4
Juin —	2,6	2,7	5,9	6,1	»	»	5,7	4,5	6,2	4,7	5,4	4,2	5,6	4,5
Moyenne annuelle	2,9	2,6	5,2	5,5	5,8	7,5	5,7	5,7	6,5	7,5	5,4	5,0	4,5	4,4

TABLEAU VIII. — Putrescibilité.

Détermination au bleu de méthylène

	LIT bactérien N° 1		LIT bactérien N° 2		LIT bactérien N° 3		LIT bactérien N° 4		LIT bactérien N° 5		LIT bactérien N° 6	
	DÉCOLORÉ		DÉCOLORÉ		DÉCOLORÉ		DÉCOLORÉ		DÉCOLORÉ		DÉCOLORÉ	
	En 1 jour	En 2 jours										
Juillet 1911	14/28	16/28	24/28	27/28	»	»	»	»	»	»	5/28	5/28
Août —	0/29	0/29	14/29	20/29	»	»	»	»	»	»	0/29	0/29
Septembre 1911. . .	0/17	0/17	11/17	12/17	»	»	»	»	»	»	0/17	0/17
Octobre —	0/29	0/29	11/29	17/29	»	»	»	»	»	»	2/29	2/29
Novembre —	8/22	8/22	4/22	5/22	18/22	20/22	21/22	21/22	14/22	17/22	0/22	5/22
Décembre —	8/22	11/22	0/22	0/22	1/22	1/22	8/22	10/22	0/22	0/22	2/22	5/22
Janvier 1912	1/19	4/19	5/19	5/19	0/19	0/19	0/19	1/19	0/19	0/19	0/19	0/19
Février —	7/26	15/26	2/26	2/26	2/26	6/26	5/26	8/26	5/26	6/26	2/26	2/26
Mars —	7/15	9/15	0/15	0/15	0/15	0/15	5/15	5/15	0/15	1/15	0/15	1/15
Avril —	10/19	14/19	1/19	0/19	0/19	2/19	5/19	5/19	0/19	2/19	2/19	5/19
Mai —	8/22	15/22	0/22	0/22	0/22	0/22	1/22	3/22	0/22	0/22	4/22	5/22
Juin —	4/20	7/20	»	»	1/20	1/20	0/20	1/20	0/20	0/20	1/20	5/20
Moyenne p ^r l'année %	25,0	56,2	28,2	55,5	18,5	15,4	23,7	51,7	10,5	15,8	5,9	9,5

TABLEAU IX. — Analyse des effluents des lits bactériens avant et après 7 jours d'incubation à 30°.

PÉRIODES	OXYGÈNE ABSORBÉ EN 5 MINUTES		AMMONIAQUE		NITRATES		NITRITES	
	AVANT	APRÈS	AVANT	APRÈS	AVANT	APRÈS	AVANT	APRÈS
	incubation		incubation		incubation		incubation	
<i>Lits bactériens A et B.</i>								
Du 10 au 16 Déc. 1911.	2,8	2,8	5,6	5,0	12,0	10,0	0	2,5
— 11 au 17 Février 1912.	5,0	2,1	4,2	3,6	15,0	10,1	0	2,0
— 5 au 11 Mai.	5,4	2,5	5,7	5,8	24,0	28,0	traces	1,2
— 25 au 29 Juin	2,5	2,5	1,7	0,4	25,0	25,0	0	1,1
Moyenne.	2,9	2,5	3,5	2,7	19,0	18,2	0	1,6
<i>Lit bactérien N° 1.</i>								
Du 10 au 16 Déc. 1911. . .	6,7	8,5	9,5	12,6	4,7	1,5	0,8	traces
— 11 au 17 Février 1912.	5,7	6,7	8,6	9,0	5,0	5,2	0,5	0
— 5 au 11 Mai.	6,7	7,6	7,0	8,6	5,4	0,5	0	0
— 25 au 29 Juin.	6,5	6,5	8,0	9,2	4,0	2,6	0,7	0
Moyenne.	6,5	7,5	8,5	9,8	4,5	1,9	0,4	0
<i>Lit bactérien N° 2.</i>								
Du 10 au 16 Déc. 1911. . .	4,7	5,8	7,2	7,0	15,0	6,4	2,2	1,5
— 11 au 17 Février 1912.	5,1	5,5	6,0	6,5	11,9	4,1	2,4	0,2
— 5 au 11 Mai.	6,2	4,9	5,5	7,0	12,0	4,8	1,9	0,2
— 25 au 29 Juin	»	»	»	»	»	»	»	»
Moyenne.	5,5	4,0	6,2	6,8	12,5	5,1	2,2	0,6
<i>Lit bactérien N° 3.</i>								
Du 10 au 16 Déc. 1911. . .	6,5	4,8	9,4	9,7	12,0	5,5	2,5	0,4
— 11 au 17 Février 1912.	6,1	4,9	7,4	8,0	11,4	5,4	1,9	0
— 5 au 11 Mai.	7,0	5,2	6,0	7,4	9,2	4,1	1,7	0,2
— 25 au 29 Juin	6,4	4,8	6,0	6,7	15,0	7,1	2,0	1,7
Moyenne.	6,4	4,9	7,2	7,9	11,4	4,5	2,0	0,6
<i>Lit bactérien N° 4.</i>								
Du 10 au 16 Déc. 1911. . .	7,8	9,8	12,0	11,4	5,4	0,5	5,6	0
— 11 au 17 Février 1912.	6,6	6,1	7,6	8,5	10,4	2,8	2,6	0,2
— 5 au 11 Mai.	7,5	5,2	5,6	6,8	12,5	5,6	4,2	1,5
— 25 au 29 Juin	7,1	5,0	6,7	8,1	11,5	4,5	5,1	traces
Moyenne.	7,2	6,5	8,0	8,7	9,9	2,8	5,4	0,4
<i>Lit bactérien N° 5.</i>								
Du 10 au 16 Déc. 1911. . .	5,5	4,5	8,9	9,5	12,0	5,7	2,8	1,9
— 11 au 17 Février 1912.	5,5	5,7	7,0	7,4	15,8	5,5	1,0	0,5
— 5 au 11 Mai.	6,7	4,9	5,6	6,5	16,0	9,4	2,0	0,9
— 25 au 29 Juin	6,0	4,2	4,1	4,8	21,0	15,0	5,2	4,1
Moyenne.	5,9	4,5	6,4	7,0	15,7	7,5	2,2	1,8
<i>Lit bactérien N° 6.</i>								
Du 10 au 16 Déc. 1911. . .	5,5	5,6	9,9	10,2	8,0	5,5	1,8	0,8
— 11 au 17 Février 1912.	4,9	2,7	6,7	7,0	9,1	5,4	1,0	0,5
— 5 au 11 Mai.	5,5	5,9	5,1	6,4	14,0	9,1	0,4	0,5
— 25 au 29 Juin.	5,9	4,1	7,5	8,4	10,0	5,5	0,8	0,5
Moyenne.	5,4	4,1	7,5	8,0	10,5	5,9	1,0	0,4

TABLEAU N. — Précipitation par le talc.

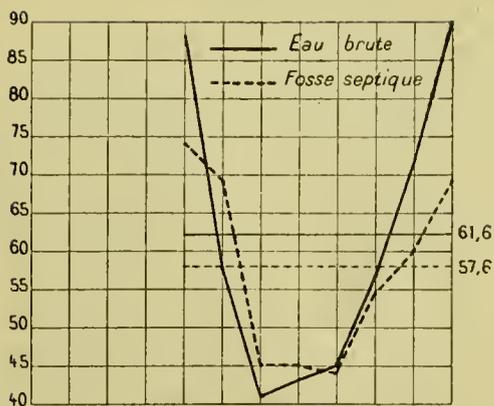
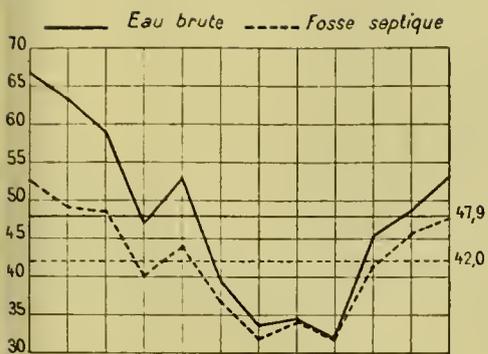
PÉRIODES	EAU BRUTE		FOSSE SEPTIQUE		LITS A ET B		LIT N° 1		LIT N° 2		LIT N° 5		LIT N° 4		LIT N° 3		LIT N° 6	
	AVANT APRÈS		AVANT APRÈS		AVANT APRÈS		AVANT APRÈS		AVANT APRÈS		AVANT APRÈS		AVANT APRÈS		AVANT APRÈS		AVANT APRÈS	
	précipitation		précipitation		précipitation		précipitation		précipitation		précipitation		précipitation		précipitation		précipitation	
Du 10 au 16 Déc. 1911	58,6	17,7	58,6	16,5	7,4	6,4	17,1	9,5	12,6	8,0	16,2	9,2	19,9	40,5	15,1	9,0	14,2	8,7
— 11 au 17 Fév. 1912	29,7	14,4	52,4	42,4	8,5	6,8	14,4	8,0	14,5	8,1	16,2	8,6	47,0	9,0	14,2	8,1	11,9	8,1
— 5 au 11 Mai —	51,8	47,2	47,7	16,8	8,8	7,0	17,1	8,5	46,4	9,5	48,4	9,9	21,3	12,7	17,4	9,7	15,9	8,1
— 25 au 29 Juin —	58,5	19,7	47,7	48,6	7,0	6,8	15,6	9,1	"	"	16,5	10,5	19,5	14,8	15,9	10,6	14,5	9,0
Moyenne	44,6	17,2	41,6	46,4	7,9	6,7	16,0	8,8	14,4	8,5	16,7	9,5	19,4	41,0	15,6	9,5	15,6	8,5

Oxygène absorbé en 4 heures.

PÉRIODES	Indice d'Iode.																		
	" "		" "		" "		" "		" "		" "		" "		" "				
	précipitation		précipitation		précipitation		précipitation		précipitation		précipitation		précipitation		précipitation				
Du 10 au 16 Déc. 1911	"	"	"	"	"	"	"	"	"	"	"	"	"	"	"	"	"	"	"
— 11 au 17 Fév. 1912	59	55	47	50	40	9	16	10	15	9	18	10	20	11	18	10	14	11	11
— 5 au 11 Mai —	65	47	62	55	41	9	22	45	21	45	22	14	22	14	25	16	18	14	14
— 25 au 29 Juin —	89	61	81	64	9	8	22	15	"	"	21	15	27	15	22	12	19	12	12
Moyenne	64	48	65	50	10	9	20	45	18	41	20	12	25	15	21	15	17	12	12

TABLEAU XI. — Précipitation par le talc.

		EAU BRUTE	FOSSE SEPTIQUE	LITS BACTÉRIENS									
				A et B	N° 1	N° 2	N° 3	N° 4	N° 5	N° 6			
Oxygène absorbé en 4 heures (en milligram. par litre).	Matières oxydables :												
	totales	44,6	41,6	7,9	16,0	14,4	16,7	19,4	15,6	15,6	15,6	15,6	15,6
	dissoutes	17,2	16,1	6,7	8,8	8,5	9,5	11,0	9,5	8,5	8,5	8,5	8,5
	précipitées	27,4	25,5	1,2	7,2	5,9	7,2	8,4	6,5	5,1	5,1	5,1	5,1
	<i>Proportion pour 100.</i>												
Indice d'iode (en milligram. d'iode par litre).	Matières dissoutes	58,5	58,7	86,1	55,0	59,0	56,8	56,7	59,6	62,5	62,5	62,5	62,5
	— précipitées	61,5	61,5	15,9	43,0	41,0	45,2	45,5	40,4	57,5	57,5	57,5	57,5
	Iode fixé par les matières organiques :												
	totales	64	65	19	20	18	20	25	21	17	17	17	17
	dissoutes	48	50	9	15	11	12	15	15	12	12	12	12
précipitées	16	15	1	7	7	8	10	8	5	5	5	5	
<i>Proportion pour 100.</i>													
	Iode fixé par les matières organiques :												
	dissoutes	75	79	90	65	61	60	57	62	71	71	71	71
	précipitées	25	21	10	55	59	40	45	58	29	29	29	29



Lits A et B



Lits A et B



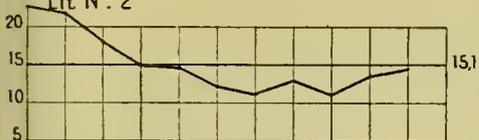
Lit N° 1



Lit N° 1



Lit N° 2



Lit N° 2



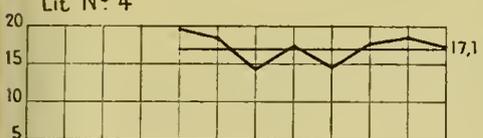
Lit N° 3



Lit N° 3



Lit N° 4



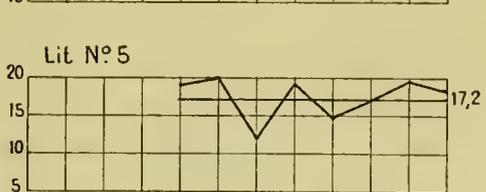
Lit N° 4



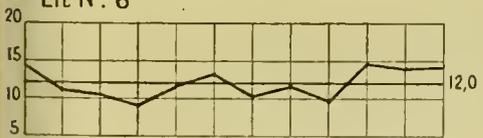
Lit N° 5



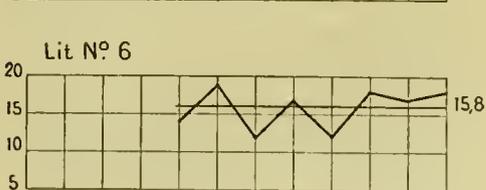
Lit N° 5



Lit N° 6



Lit N° 6



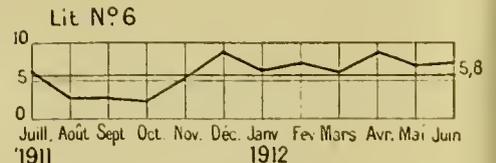
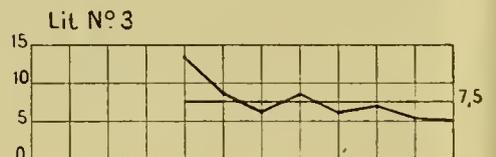
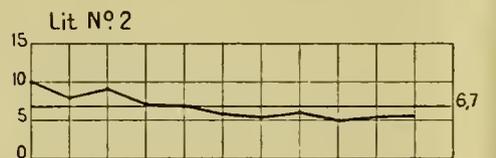
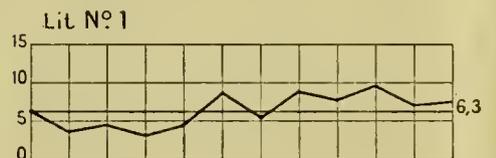
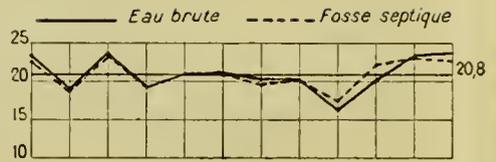
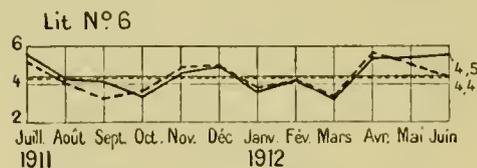
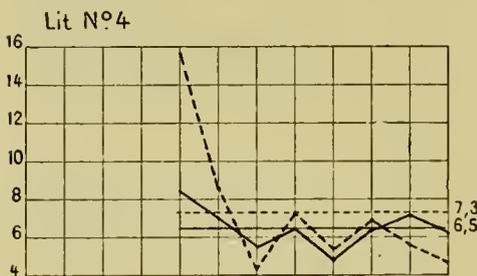
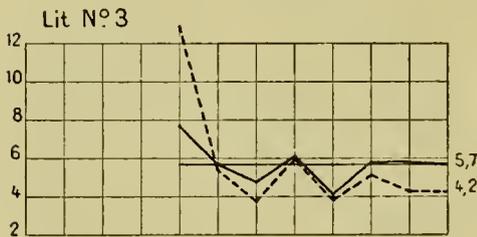
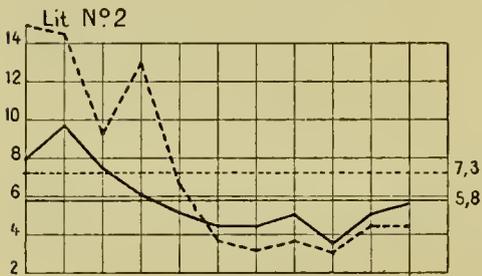
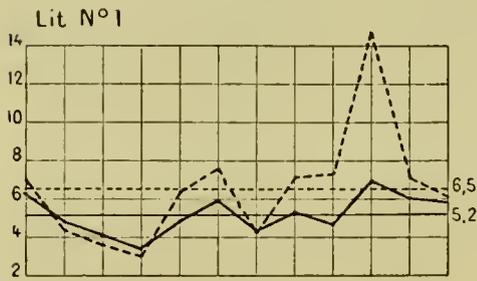
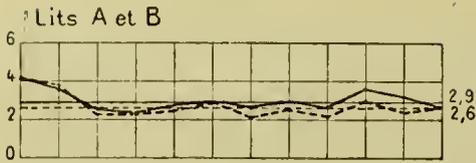
Juill. Août Sept. Oct. Nov. Dec. Janv. Fév. Mars. Avr. Mai. Juin
1911 1912

Graphiques n° 1. — Oxygène absorbé en 4 heures.

Nov. Déc. Janv. Fév. Mars. Avr. Mai. Juin
1911 1912

Graphiques n° 2. — Indice d'iode.

— avant incubation
 - - - - - après

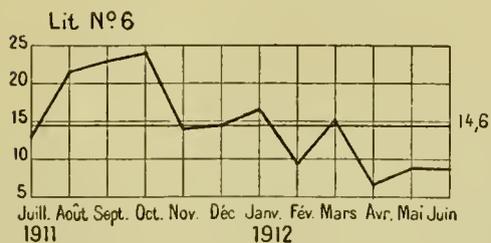
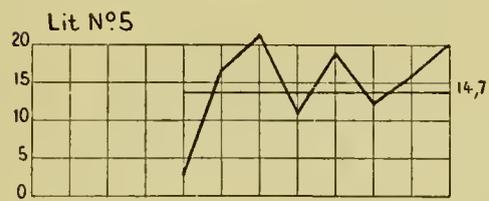
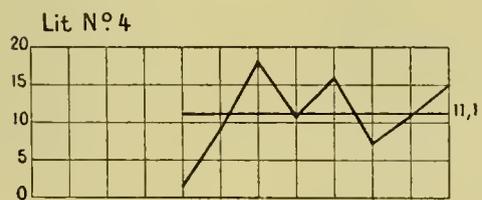
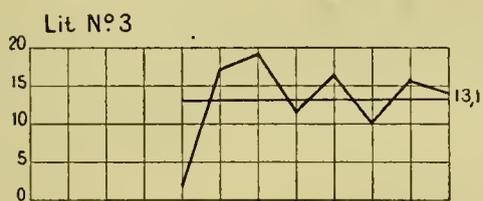
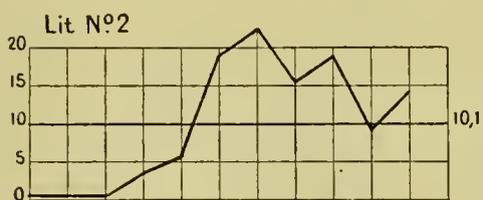
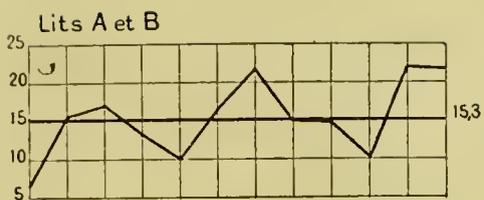


Juill. Août Sept. Oct. Nov. Déc. Janv. Fév. Mars Avr. Mai Juin
 1911 1912

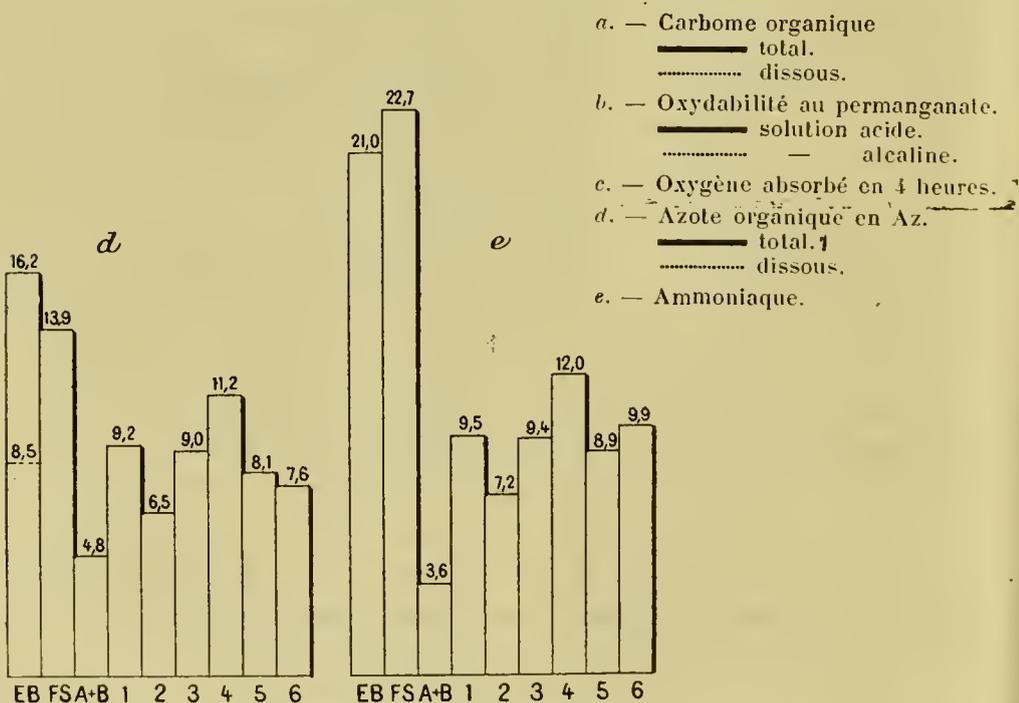
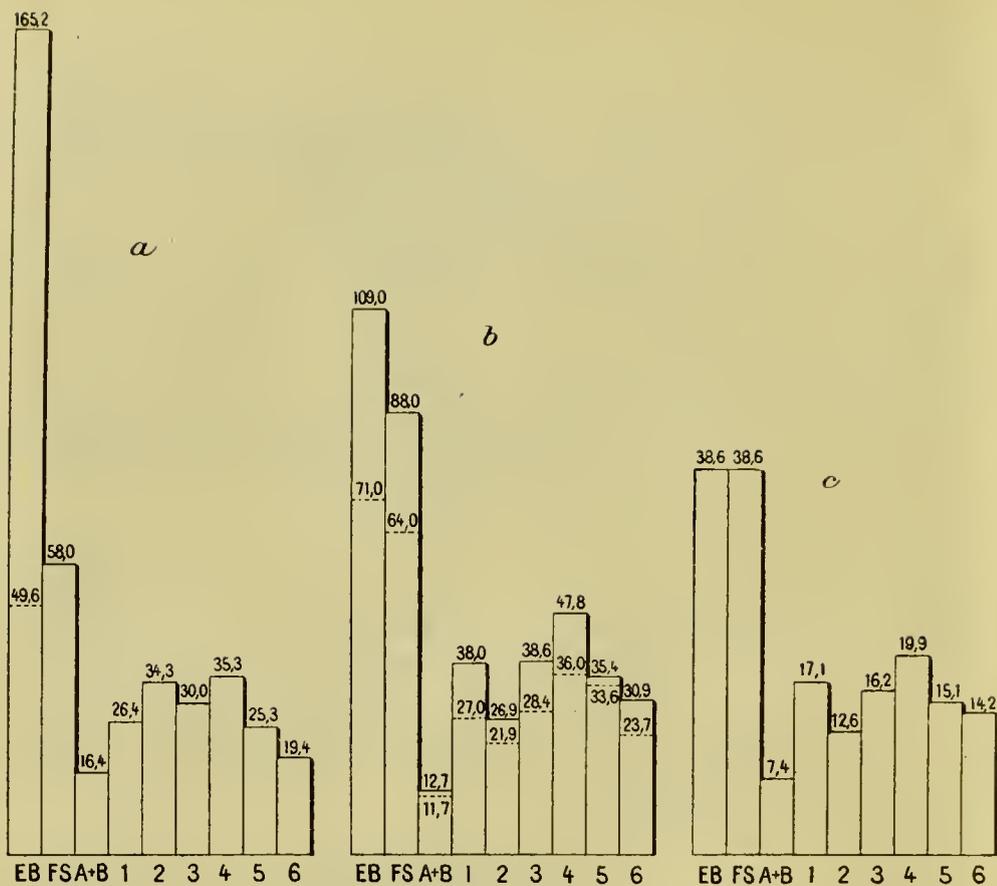
Juill. Août Sept. Oct. Nov. Déc. Janv. Fév. Mars Avr. Mai Juin
 1911 1912

Graphiques 3. — Oxygène absorbé en 5 minutes.

Graphiques n° 4. — Ammoniaque libre ou saline.

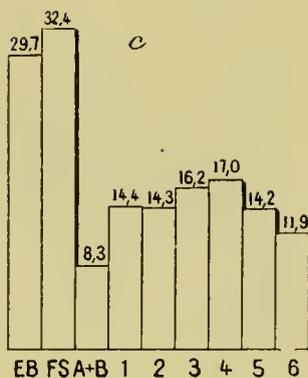
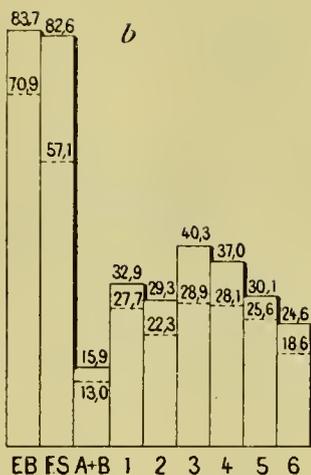
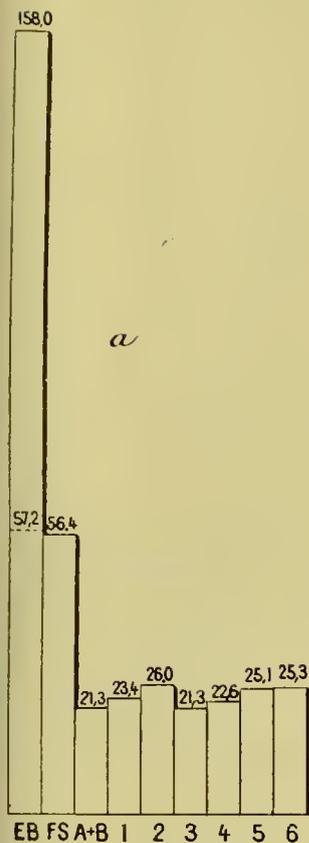


Graphique 5. — Nitrates.

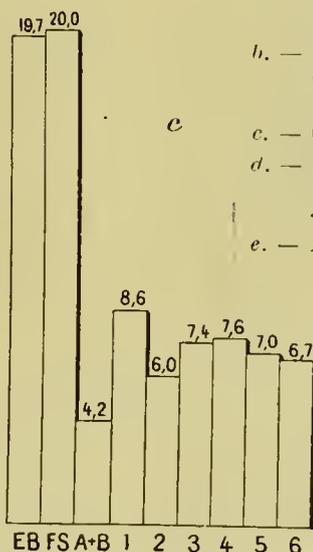
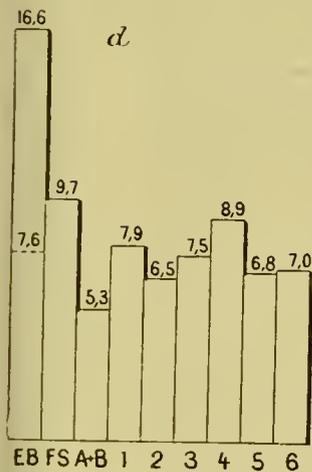


Graphiques n° 6. — Analyses du 6 au 16 Décembre 1911.

EB. Eau brute. — FS. Effluent des fosses septiques. — A-B. Effluent des lits bactériens A et B. — 1. Effluent du lit bactérien n° 1. — 2. Effluent du lit bactérien n° 2. — 3. Effluent du lit bactérien n° 3. — 4. Effluent du lit bactérien n° 4. — 5. Effluent du lit bactérien n° 5. — 6. Effluent du lit bactérien n° 6.

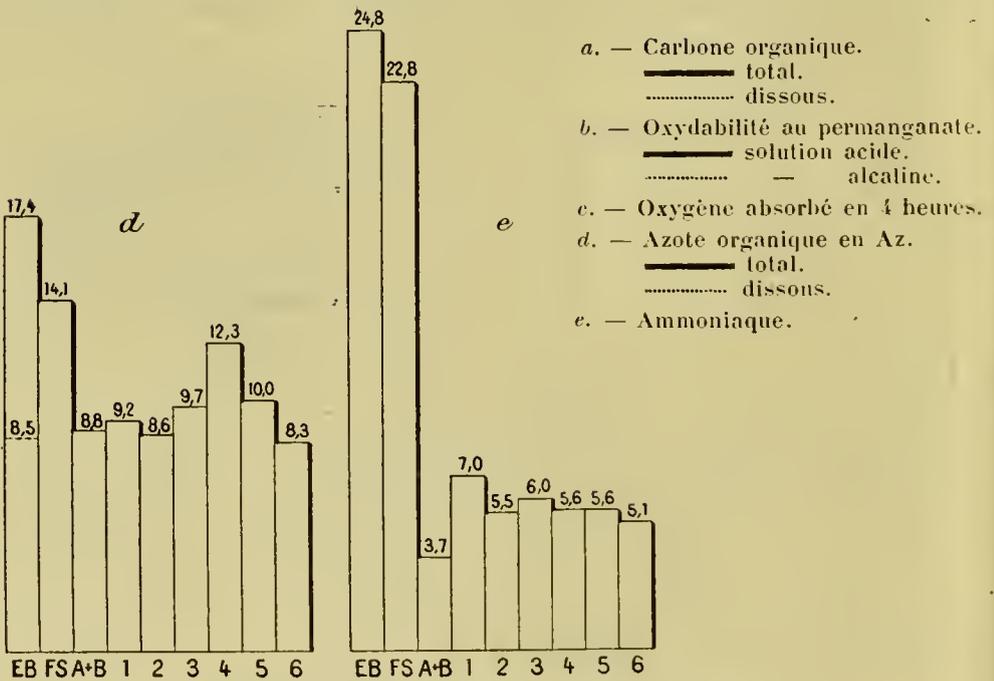
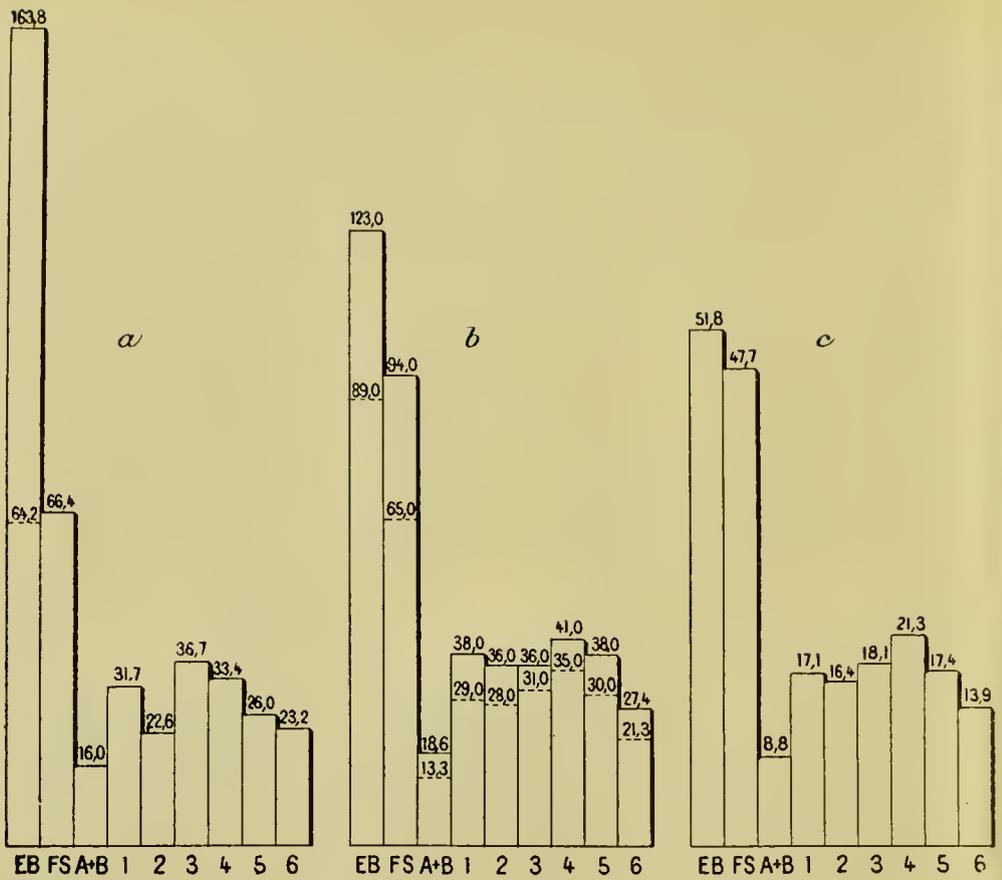


- a.* — Carbone organique.
 ——— total.
 dissous.
- b.* — Oxydabilité au permanganate.
 ——— solution acide.
 — alcaline.
- c.* — Oxygène absorbé en 4 heures.
 ——— total.
 dissous.
- d.* — Azote organique en Az.
 ——— total.
 dissous.
- e.* — Ammoniaque.



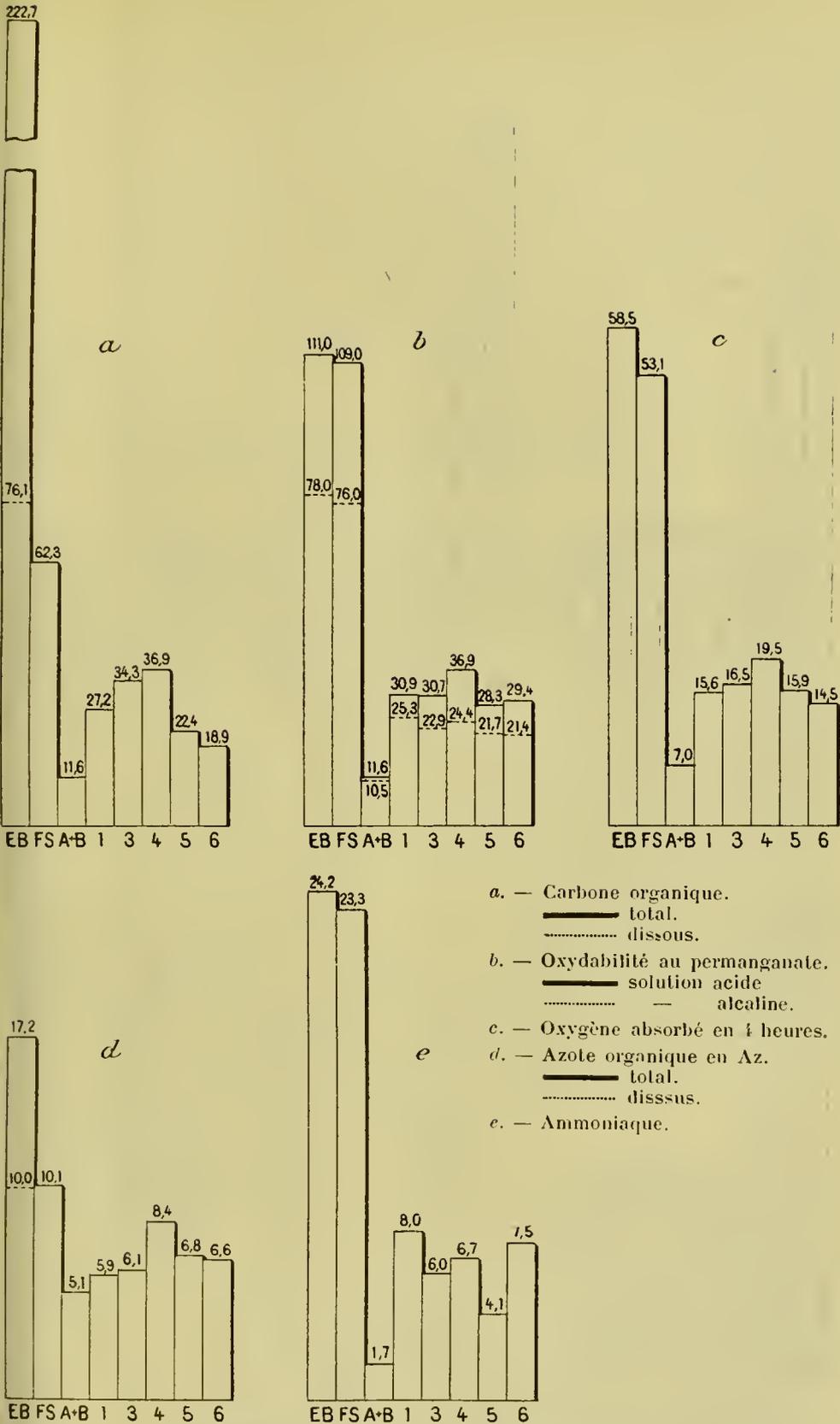
Graphiques n° 7. — Analyses du 11 au 17 février 1912.

EB. Eau brute. — FS. Effluent des fosses septiques. — A-B. Effluent des lits bactériens A et B.
 — 1. Effluent du lit bactérien n° 1. — 2. Effluent du lit bactérien n° 2. — 3. Effluent du lit
 bactérien n° 5. — 4. Effluent du lit bactérien n° 4. — 5. Effluent du lit bactérien n° 5. — 6.
 Effluent du lit bactérien n° 6.



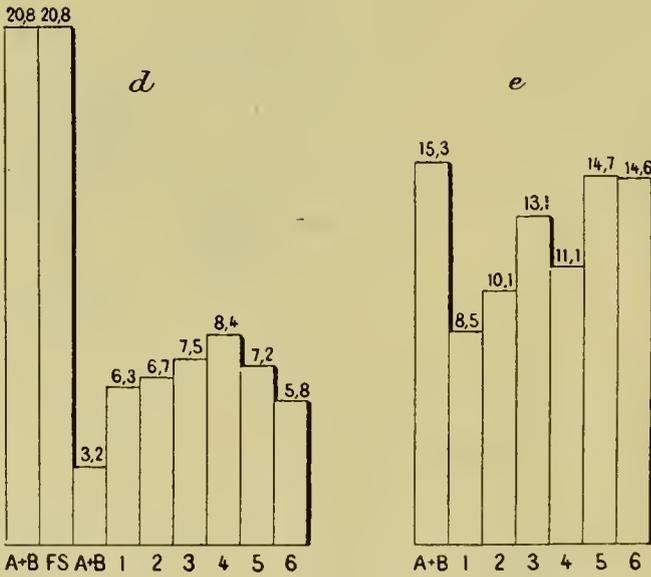
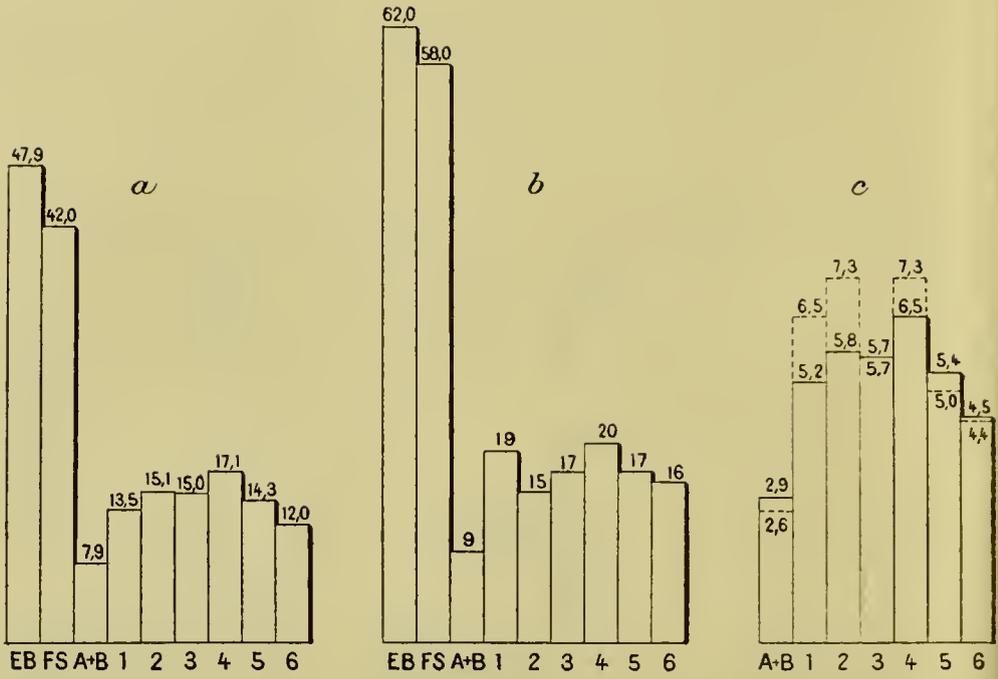
Graphiques n° 8. — Analyses du 5 au 14 mars 1912.

EB. Eau brute. — FS. Effluent des fosses septiques. — A-B. Effluent des lits bactériens A et B. — 1. Effluent du lit bactérien n° 1. — 2. Effluent du lit bactérien n° 2. — 3. Effluent du lit bactérien n° 3. — 4. Effluent du lit bactérien n° 4. — 5. Effluent du lit bactérien n° 5. — 6. Effluent du lit bactérien n° 6.



Graphiques n° 9. — Analyses du 25 au 29 Juin 1912.

EB. Eau brute. — FS. Effluent des fosses septiques. — A-B. Effluent des lits bactériens A et B.
 — 1. Effluent du lit bactérien n° 1. — 2. Effluent du lit bactérien n° 2. — 3. Effluent du lit
 bactérien n° 3. — 4. Effluent du lit bactérien n° 4. — 5. Effluent du lit bactérien n° 5. — 6.
 Effluent du lit bactérien n° 6.



a. — Oxygène absorbé en 1 heures.
b. — Indice d'iode.
c. — Oxygène absorbé en 5 minutes, avant incubation.
 après incubation.
d. — Ammoniac.
e. — Nitrates.

Graphiques n° 10. — Moyennes annuelles.

EB. Eau brute. — FS. Effluent des fosses septiques. — A-B. Effluent des lits bactériens A et B. — 1. Effluent du lit bactérien n° 1. — 2. Effluent du lit bactérien n° 2. — 3. Effluent du lit bactérien n° 3. — 4. Effluent du lit bactérien n° 4. — 5. Effluent du lit bactérien n° 5. — 6. Effluent du lit bactérien n° 6.

CHAPITRE IV

STATION D'ÉPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX D'ÉGOUT DU QUARTIER DE L'ABATTOIR, A LILLE

Nous avons exposé dans le précédent volume (1) les résultats obtenus pendant la première année de fonctionnement de la station d'épuration biologique des eaux d'égout du quartier de l'abattoir à Lille.

La ville de Lille ayant décidé en 1907 de faire établir une installation d'essai d'épuration des eaux d'égout dont les résultats devaient servir de base à l'établissement d'un projet définitif et complet d'assainissement, le quartier de l'abattoir fut choisi comme étant celui qui contribue le plus à polluer la Deûle, par le rejet d'eaux résiduaires particulièrement chargées et difficiles à épurer.

Un réseau d'égouts du système séparatif fut établi conformément au plan (fig. 1). En tête de chacune des conduites un réservoir de chasse assure la propulsion des matières dans un réservoir, d'où elles sont refoulées jusqu'à la station d'épuration par l'intermédiaire d'un poste d'éjecteurs *Shone*, fonctionnant au moyen de l'air comprimé.

L'épuration est réalisée par le système biologique artificiel. Les eaux arrivent à la station dans un appareil *Kremer*, d'où elles s'écoulent dans deux fosses à sables et en sortent par déversement. Ces fosses à sables, qui avaient été établies dans le projet primitif, n'ont actuellement que peu d'utilité par suite de la présence de l'appareil *Kremer*. Cependant, il s'y produit une certaine décantation et les boues en sont extraites à la drague. La fosse septique, d'une capacité de 1200 mètres cubes, a une longueur de 50 mètres et une largeur de 8 mètres.

1. *Ces Recherches*, VII^e volume, p. 108.

La profondeur varie de 5^m,20 aux extrémités, à 5^m,80 au centre. Des chicanes incomplètes la divisent en quatre parties. A l'extrémité de la fosse septique se trouve un plancher perforé supportant un filtre en scories que les eaux doivent traverser de bas en haut. Une rigole, partant de la fosse, dirige les eaux vers les deux lits bactériens.

Les lits bactériens sont construits, partie entre murs bas

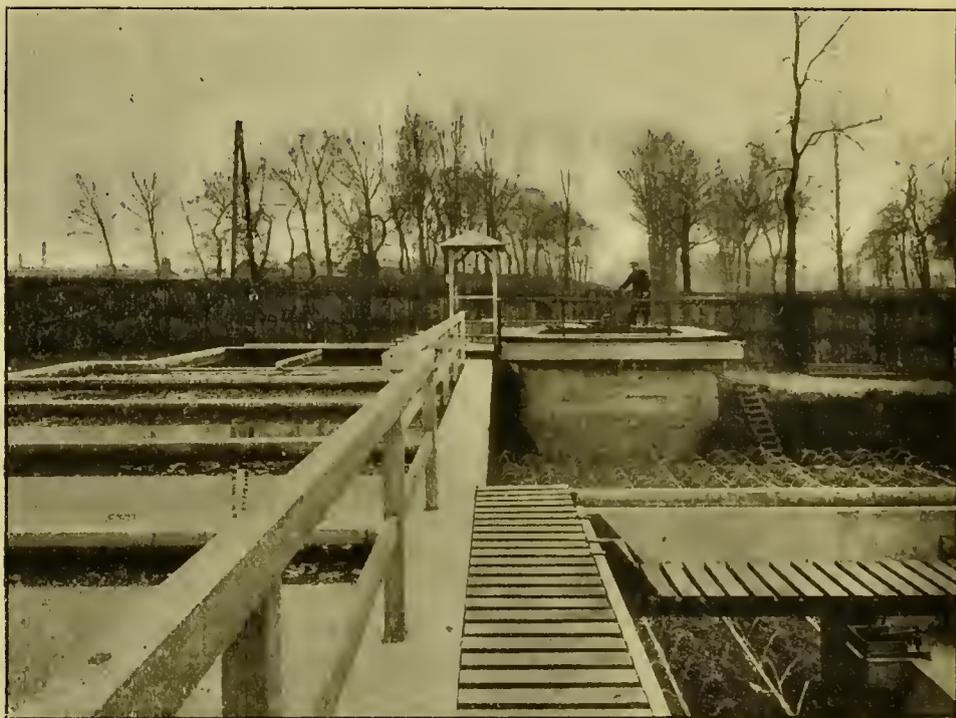


Fig. 5. — Station d'épuration des eaux d'égout du quartier de l'Abattoir, à Lille.
A droite : lits bactériens; à gauche : fosses septiques; au fond : appareil *Kremer*.

perforés à la base et traversés par les drains d'évacuation, partie en talus, sur 1^m,75 de hauteur. Ils sont constitués par des scories mélangées d'un vingtième environ de pierres calcaires : au fond, les matériaux sont très gros pour former drainage; à la surface, au contraire, ils sont très fins. Une rigole d'alimentation traverse chacun des deux lits pour distribuer l'eau à 4 réservoirs de chasses intermittentes. La répartition à la surface des scories est obtenue au moyen de drains en poterie mis bout à bout, sauf pour un seul bassin qui déverse les eaux dans des tuyaux de fonte perforés comme ceux de notre installation expérimentale de La Madeleine.

Bien que les rues soient canalisées comme il était prévu au projet, peu de maisons sont encore reliées aux nouveaux égouts. On peut dire que les eaux traitées proviennent principalement du quartier militaire du train des équipages et des abattoirs; aussi est-il inutile que l'usine de refoulement fonctionne le dimanche; le bassin d'alimentation des éjecteurs et les canalisations permettent la réserve pendant ce jour.

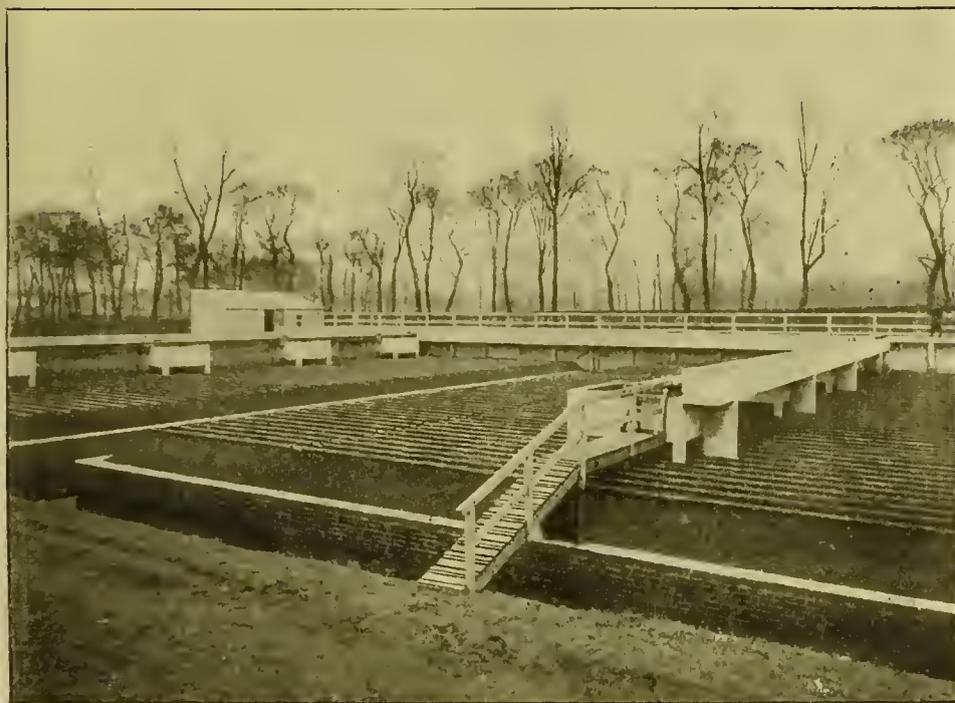


Fig. 4. — Station d'épuration des eaux d'égout du quartier de l'Abattoir, a Lille.
Lits bactériens; au fond : fosse septique.

Les appareils élévatoires ne fonctionnent qu'en semaine à l'exclusion du dimanche, le débit étant alors sensiblement nul. Ces appareils ont une durée effective de fonctionnement de 6 heures en moyenne par jour, répartie sur une durée totale de 10 heures, de 6 heures du matin à midi, et de 2 à 6 heures du soir. Pendant les périodes d'analyses complètes les volumes ont été en moyenne :

7 au 12 novembre 1911	612 mètres cubes
15 au 18 janvier 1912	594 —
11 au 16 mars	698 —
5 au 8 juin	665 —

Il y a lieu de remarquer que le temps pendant lequel s'effectue l'épuration sur les lits bactériens est plus long que celui de fonctionnement des éjecteurs *Shone* par suite des retenues d'eau aux différents stades de traitement.

Nous n'avons pas établi de contrôle permanent de la station comme nous l'avons fait à La Madeleine, car la disposition des lieux ne nous permet pas de recueillir toute l'année des échantillons moyens des eaux aux différentes phases de l'épuration. Mais nous avons effectué des analyses journalières de l'effluent tel qu'il est rejeté au canal et, pendant des périodes de 4 à 6 jours, nous avons fait des analyses complètes. Les moyennes des résultats de ces analyses sont relevées dans les tableaux I et II.

Pour les analyses complètes, on mesurait toutes les demi-heures un litre qu'on versait dans un baquet; le tout était mélangé soigneusement à la fin de la journée et on en prélevait quelques litres pour être portés au laboratoire.

L'échantillon journalier était prélevé à la sortie de la station dans la matinée, après quatre heures environ de fonctionnement.

Décantation dans l'appareil Kremer. — Nous avons l'an dernier donné la description de l'appareil *Kremer* tel qu'il a été établi à la station du quartier de l'Abattoir.

Le pourcentage de retenue des matières en suspension obtenu par le passage des eaux dans l'appareil a été, pendant les périodes d'analyses :

7 au 12 novembre 1911.	59,2 %
15 au 18 janvier 1912	49,4 %
11 au 16 mars —	75,4 %
5 au 8 juin —	56,9 %
Soit en moyenne.	59,7 %

Ces résultats sont comparables à ceux de 1910-1911, et même un peu meilleurs; ils peuvent être considérés comme satisfaisants si l'on tient compte de la nature toute spéciale des eaux traitées.

Rôle de la fosse septique. — Les nombres que nous venons de rapporter montrent que 40,5 pour 100 des matières en sus-

pension dans l'eau brute échappent de l'appareil *Kremer* et se rendent dans la fosse septique.

L'activité des fermentations dans la fosse septique, qui pendant la première année de fonctionnement avait tardé à se manifester, a continué à être très importante, comme le montrent les résultats comparatifs des analyses de l'effluent de l'appareil *Kremer* et celui de la fosse septique. Les dépôts qui sembleraient devoir se produire dans cette fosse sont insignifiants, et le dernier jaugeage, effectué en juin 1912, n'a donné qu'une épaisseur de boues au fond de la fosse variant, suivant les endroits, de 4 à 10 centimètres. Notre supposition de l'an dernier se vérifie donc : il ne sera jamais utile de draguer la fosse septique.

Malgré ces conditions très favorables, l'effluent de la fosse septique renferme encore, d'après les résultats des périodes d'analyses complètes, 19,5 pour 100 des matières en suspension totales, — sensiblement moins que pendant la première année.

Nous avons recherché de nouveau la proportion de la partie organique et de la partie minérale dans les matières en suspension aux divers stades de l'épuration :

	Matières organiques	Matières minérales
Eau brute	76,9 %	25,1 %
Effluent de l'appareil <i>Kremer</i> . . .	75,2 %	26,8 %
Effluent de la fosse septique . . .	65,0 %	55,0 %
Effluent des lits bactériens	60,5 %	59,5 %

Il apparaît clairement que dans l'appareil *Kremer* les matières organiques solides assez volumineuses sont retenues et qu'aux deux autres phases de l'épuration la matière organique est détruite de plus en plus.

Matières colloïdales. — Nous rappelons que nous opérons la séparation des matières colloïdales en agitant 100 centimètres cubes d'eau avec 20 grammes de talc. Nous avons, pendant les quatre périodes d'analyses complètes, évalué la matière organique par la quantité d'oxygène absorbé en quatre heures sur l'eau avant traitement et sur l'eau traitée par le talc et filtrée; la différence nous donne la proportion de matière précipitée. Nous avons aussi, seulement pendant les deux dernières

périodes, déterminé l'indice d'iode sur les mêmes échantillons, pour la comparaison de ces deux méthodes. Les résultats ainsi obtenus sont rapportés dans le tableau IV.

Comme nous l'avons fait remarquer antérieurement, on constate une diminution des matières colloïdales, au fur et à mesure des progrès de l'épuration, non seulement en considérant les résultats bruts, mais encore en comparant les proportions relatives des matières dissoutes et des matières précipitées. Ainsi, dans la première période, la proportion de matières colloïdales dans l'eau brute est de 77,7 pour 100, tandis que, dans l'effluent des lits bactériens, elle n'est plus que de 52,8 pour 100.

La diminution est très faible pendant le passage dans l'appareil *Kremer*; assez peu importante pendant le séjour dans la fosse septique, mais souvent considérable dans l'effluent des lits bactériens.

Si l'on obtient des résultats de même sens par la détermination de l'indice d'iode, ils ne sont pas aussi accusés. On peut en déduire que les matières colloïdales fixent beaucoup moins d'iode que les matières en solution vraie.

Épuration sur les lits bactériens. — Nous avons réuni dans le tableau III les pourcentages d'épuration calculés en prenant pour base, d'une part l'effluent de l'appareil *Kremer*, considéré comme eau brute entrant dans l'installation d'épuration biologique proprement dite, d'autre part l'effluent de la fosse septique, pour nous rendre compte de l'épuration obtenue après passage sur les lits bactériens.

L'examen du tableau II montre la régularité de l'épuration à toutes les époques de l'année. On ne constate qu'un léger fléchissement de la nitrification pendant les mois de novembre et décembre 1911. Les effluents se sont toujours montrés imputrescibles, même dans les conditions anormales obtenues pour l'épreuve d'incubation. Dans ce dernier cas, il se produit généralement une diminution des nitrates, quoiqu'on puisse parfois constater au contraire une augmentation. On remarque aussi, dans cette épreuve, une clarification parfaite de l'effluent avec dépôt d'un léger sédiment.

Il est très difficile d'obtenir une décantation complète des

matières en suspension, ou films très légers, entraînées avec les effluents. Les essais ont montré cependant qu'on peut réduire leur quantité d'une façon très appréciable et inférieure à celle généralement admise comme limite tolérée.

Les résultats ont confirmé ceux obtenus pendant la première année de fonctionnement de l'installation et montrent que les eaux résiduaires d'abattoirs peuvent être facilement épurées par les méthodes biologiques.

TABLEAU I. — Périodes d'analyses complètes

DATE DE LA PRISE	NATURE DE L'ÉCHANTILLON	ALCALINITÉ EN CO ³ Ca	MATIÈRES EN SUSPENSION			OXYGÈNE ABSORBÉ	
			TOTALES	ORGANIQUES	MINÉRALES	EN 5 MINUTES	EN 4 HEURES
Du 7 au 12 novembre 1911.	Eau brute :						
	— avant appareil Kremer.	484	480,6	365,5	117,5	»	62,9
	— après —	468	496,1	444,5	51,6	»	51,5
	Effluent de la fosse septique.	662	66,1	45,5	22,8	»	15,1
	Effluent des lits bactériens. .	538	56,6	22,5	14,5	5,9	11,5
Du 15 au 18 janvier 1912.	Eau brute :						
	— avant appareil Kremer.	457	558,2	419,0	119,2	»	69,7
	— après —	457	272,2	204,0	68,2	»	62,1
	Effluent de la fosse septique.	597	150,7	96,7	54,0	»	54,5
	Effluent des lits bactériens. .	525	55,2	22,6	10,6	5,4	14,7
Du 11 au 16 mars 1912.	Eau brute :						
	— avant appareil Kremer.	446	688,5	555,0	155,5	»	68,4
	— après —	455	185,5	155,0	50,0	»	55,7
	Effluent de la fosse septique.	576	84,1	55,4	28,7	»	58,6
	Effluent des lits bactériens. .	517	48,2	27,2	21,0	5,8	15,7
Du 5 au 8 juin 1912.	Eau brute :						
	— avant appareil Kremer.	455	457,0	350,0	107,0	»	60,0
	— après —	447	197,0	114,0	55,0	»	55,7
	Effluent de la fosse septique.	549	117,0	78,0	59,0	»	57,5
	Effluent des lits bactériens. .	269	41,0	6,0	5,0	4,0	12,8

ation du quartier de l'Abattoir, a Lille.

NITRES GAMES eau binate one.	CARBONE ORGANIQUE EN C			AMMONIAQUE EN AzH ³	AZOTE EN Az			NITRATES EN Az ² O ⁵	NITRITES EN Az ² O ⁵	PUTRESCIBILITÉ	
	TOTAL	DISSOUS	EN SUSPENSION		AMMONIACAL	ORGANIQUE					
						TOTAL	DISSOUS				EN SUSPENSION
154	576,9	189,5	187,4	50,5	24,8	75,6	55,9	19,7	"	"	"
151	247,5	176,0	71,5	51,0	25,4	50,0	45,5	6,5	"	"	"
69	94,0	68,5	25,5	62,5	51,1	57,5	52,9	4,6	"	"	"
24,9	"	44,0	"	25,9	21,2	"	11,9	"	67	4,6	0,6
172	467,5	255,2	254,1	25,7	21,0	80,5	54,4	25,9	"	"	"
159	501,0	201,7	99,5	25,2	20,7	71,2	55,1	16,1	"	"	"
62	91,5	68,5	25,2	56,2	46,1	52,5	25,5	8,8	"	"	"
27	"	52,1	"	26,0	21,5	"	15,8	"	76	4,4	0,4
155	479,7	210,0	269,7	50,8	25,5	79,7	55,4	24,5	"	"	"
105	241,4	167,4	74,0	29,1	25,9	54,5	45,4	11,1	"	"	"
64	91,5	70,0	21,5	60,8	49,9	21,6	17,2	4,4	"	"	"
27	47,2	51,8	15,7	26,5	21,6	12,2	9,8	2,4	109	10,6	0,6
125	552,5	174,4	157,9	55,6	27,6	54,4	54,8	19,6	"	"	"
150	251,5	156,0	95,5	52,0	26,2	44,5	55,1	9,2	"	"	"
48	84,2	61,0	25,2	55,4	45,4	20,2	15,6	6,6	"	"	"
15,8	26,1	21,8	4,5	16,1	15,2	9,8	9,0	0,8	95	4,7	0,6

TABLEAU II. — Analyse de l'effluent des lits bactériens.

DATES	OXYGÈNE ABSORBÉ EN 4 HEURES	INDICE D'IODE	OXYGÈNE ABSORBÉ EN 5 MINUTES		AMMONIAQUE	NITRATES	NITRITES
			AVANT INCUBATION	APRÈS INCUBATION			
Juillet 1911.	15,0	»	5,6	4,7	16,9	95	6,9
Août —	15,6	»	5,9	5,9	20,6	97	5,9
Septembre —	17,2	»	6,8	4,0	29,0	108	5,4
Octobre —	15,4	»	5,8	3,0	25,9	130	5,9
Novembre —	15,7	12	5,5	2,6	22,5	79	4,9
Décembre —	19,1	20	8,1	5,5	26,5	79	5,8
Janvier 1912.	16,3	14	6,0	3,8	27,6	97	4,5
Février —	18,2	16	7,6	3,1	29,9	94	4,0
Mars —	16,4	14	5,6	2,8	25,2	111	9,6
Avril —	18,7	14	6,5	2,9	24,0	102	8,8
Mai —	16,4	12	5,5	3,2	25,0	101	4,0
Juin —	15,7	12	4,7	3,6	17,2	105	5,5
Moyennes	16,1	14	6,1	3,4	24,0	100	5,7

TABLEAU III. — Pourcentage d'épuration.

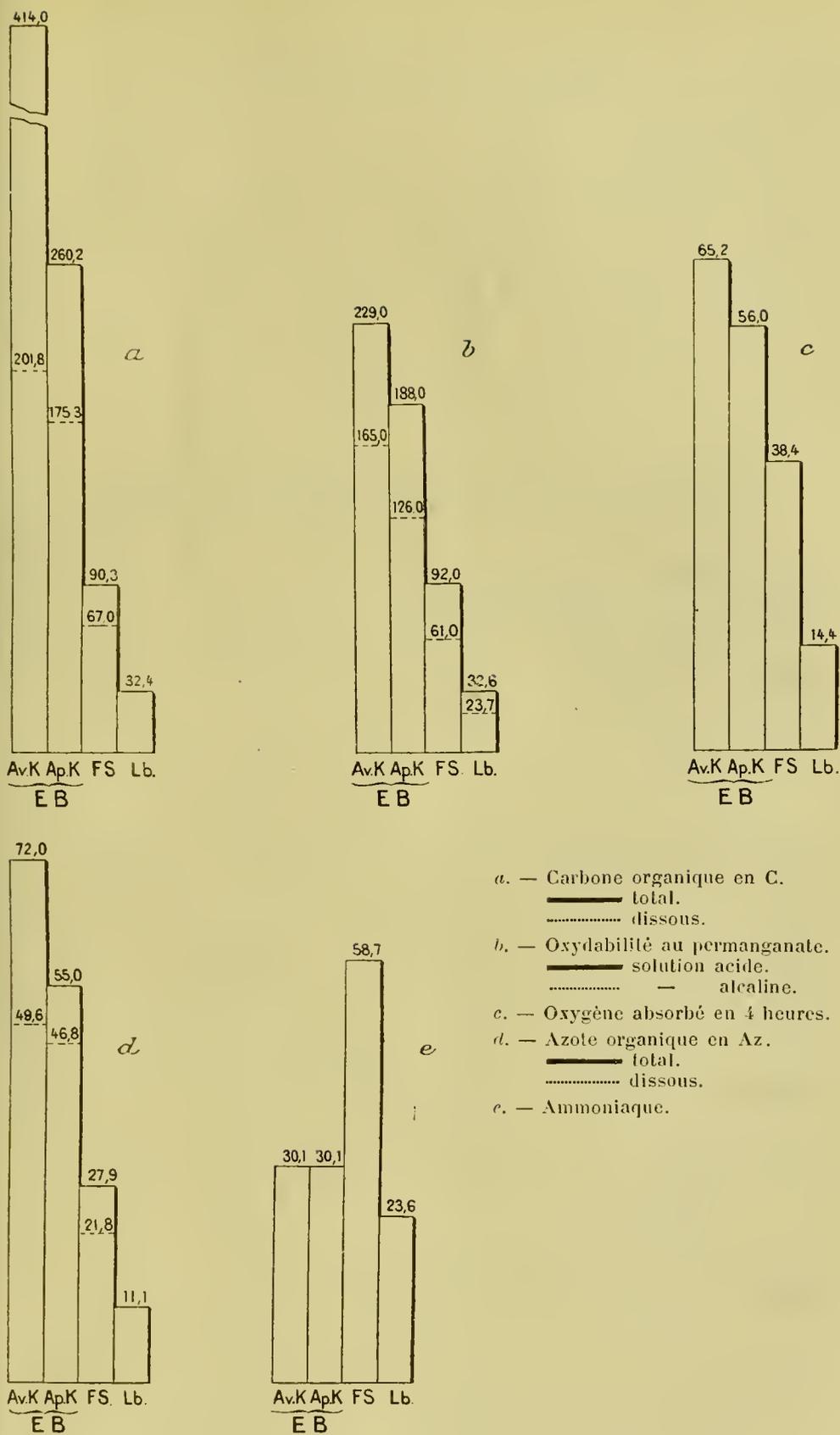
	PAR RAPPORT A L'EAU DÉCANTÉE DANS L'APPAREIL KREMER		PAR RAPPORT A L'EFFLUENT DE LA FOSSE SEPTIQUE
	EFFLUENT DE LA FOSSE SEPTIQUE	EFFLUENT DES LITS BACTÉRIENS	EFFLUENT DES LITS BACTÉRIENS
Oxygène absorbé en 4 heures	51,5	74,5	62,5
Matières organiques solu- tion acide	51,1	82,7	64,6
Matières organiques solu- tion alcaline.	51,5	81,2	61,2
Carbone organique dissous	61,8	81,8	51,7
Azote — — — — —	55,5	77,2	49,1
Ammoniaque	»	»	59,8

TABLEAU IV. — Précipitation par le talc.

PÉRIODES		EAU BRUTE AVANT KREMER	EAU BRUTE APRÈS KREMER	FOSSE SEPTIQUE	EFFLUENT DES LITS BACTÉRIENS
Oxygène absorbé en 4 heures. (En milligrammes par litre.)					
Du 7 Nov. au 15 Nov. 1911	Matières oxydables totales	62,9	51,5	45,1	14,5
	— — dissoutes	15,5	11,4	14,6	7,1
	— — précipitées	47,6	40,1	28,5	7,4
<i>Proportion pour 100.</i>					
15 Nov. 1911	Matières dissoutes	21,5	26,4	55,9	49,0
	— précipitées	75,7	75,6	66,1	51,0
Du 15 Janv. au 18 Janv. 1912	Matières oxydables totales	69,7	62,1	51,5	14,7
	— — dissoutes	16,4	15,5	12,0	8,4
	— — précipitées	55,5	46,6	22,5	6,5
<i>Proportion pour 100.</i>					
15 Janv. 1912	Matières dissoutes	25,5	25,0	51,8	57,1
	— précipitées	76,5	75,0	65,2	42,9
Du 11 Mars au 16 Mars 1912	Matières oxydables totales	68,1	55,7	58,6	15,7
	— — dissoutes	16,1	12,9	10,9	7,6
	— — précipitées	52,0	40,8	27,7	8,1
<i>Proportion pour 100.</i>					
16 Mars 1912	Matières dissoutes	25,6	24,0	28,2	48,4
	— précipitées	76,4	76,0	71,8	51,6
Du 5 Juin au 8 Juin 1912	Matières oxydables totales	60,0	55,7	57,5	12,8
	— — dissoutes	15,4	12,1	10,0	8,6
	— — précipitées	46,6	41,6	27,5	4,2
<i>Proportion pour 100.</i>					
8 Juin 1912	Matières dissoutes	22,5	22,5	26,8	67,2
	— précipitées	77,7	77,5	75,2	52,8
Indice d'iode (En milligrammes d'iode par litre.)					
Du 11 Mars au 16 Mars 1912	Iode fixé par les matières organ. totales . . .	51	41	45	12
	— — — dissoutes . . .	27	25	50	8
	— — — précipitées . . .	24	21	15	4
<i>Proportion pour 100.</i>					
16 Mars 1912	Iode fixé par les matières organ. dissoutes . .	55	52	65	66
	— — — précipitées . . .	47	48	55	54
Du 5 Juin au 8 Juin 1912	Iode fixé par les matières organ. totales . . .	59	54	45	15
	— — — dissoutes . . .	25	25	28	9
	— — — précipitées . . .	54	29	15	4
<i>Proportion pour 100.</i>					
8 Juin 1912	Iode fixé par les matières organ. dissoutes . .	42	46	65	69
	— — — précipitées . . .	58	54	55	51

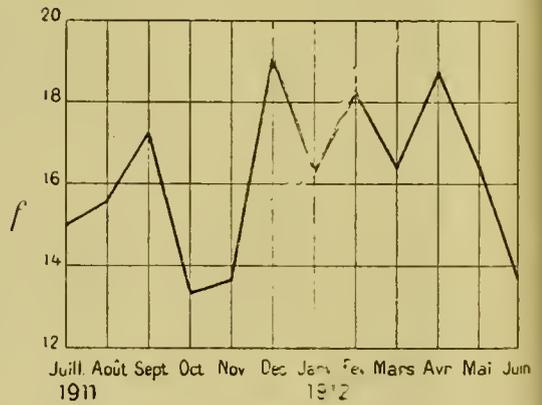
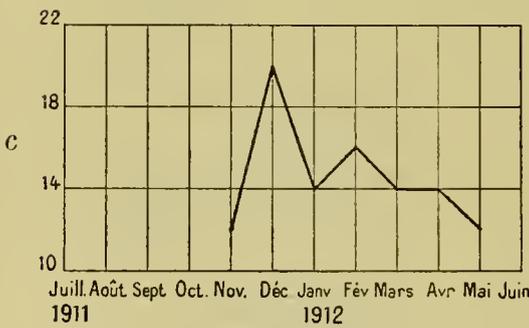
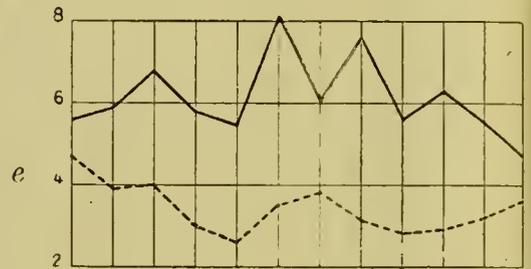
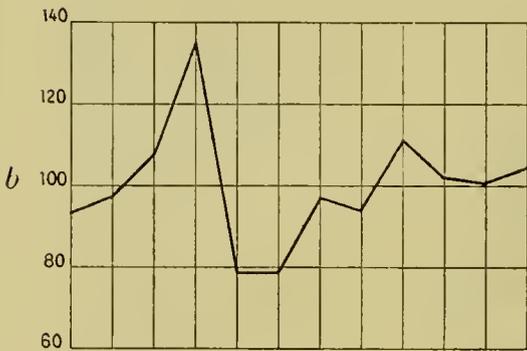
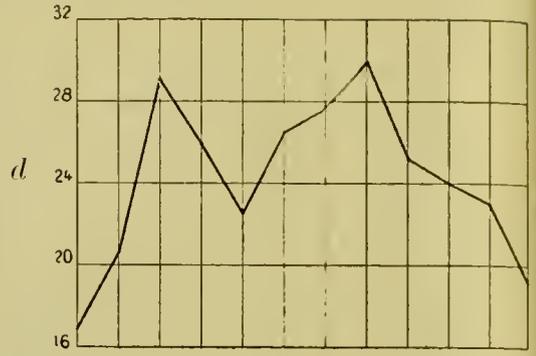
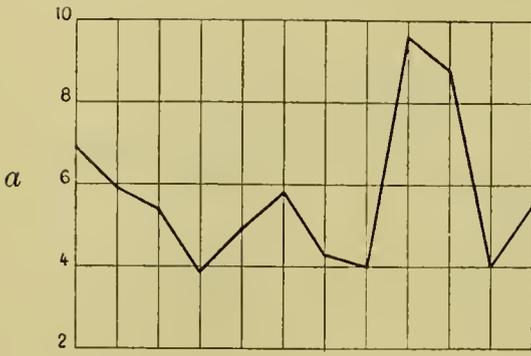
TABLEAU V. — Analyses de l'effluent des lits bactériens avant et après 7 jours d'incubation à 30°.

DATES	OXYGÈNE ABSORBÉ EN 5 MINUTES		AMMONIAQUE		NITRATES		NITRITES	
	AVANT INCUBATION	APRÈS INCUBATION	AVANT INCUBATION	APRÈS INCUBATION	AVANT INCUBATION	APRÈS INCUBATION	AVANT INCUBATION	APRÈS INCUBATION
Du 7 au 12 Novembre 1911 . .	5,9	5,7	25,9	29,2	67	54	4,6	4,0
Du 15 au 18 Janvier 1912 . . .	5,4	4,6	26,0	28,1	76	75	4,4	2,5
Du 11 au 16 Mars 1912	5,8	2,9	26,5	27,8	109	89	10,6	4,8
Du 5 au 8 Juin 1912	4,0	3,8	16,1	18,0	95	114	4,7	3,8



Graphiques 11.

EB. Eau brute : Av.K, avant appareil Kremer; Ap.K, après appareil Kremer. — FS, Effluent de la fosse septique. = Lb, Effluent des lits bactériens.



Graphiques n° 12. — Épuration biologique des eaux d'égout du quartier de l'Abattoir à Lille.

a. — Nitrites.

b. — Nitrates.

c. — Indice d'iode.

d. — Ammoniaque.

e. — Oxygène absorbé en 5 minutes.

— avant incubation.

..... après —

f. — Oxygène absorbé en 4 heures.

CHAPITRE V

NOUVELLE CONTRIBUTION A L'ÉTUDE DES FOSSES SEPTIQUES ET DE L'ÉPURATION DES EAUX USÉES DES HABITATIONS

Si on le compare au *tout au ruisseau*, l'emploi des fosses fixes a été un progrès incontestable. Après avoir été adopté pendant près de quatre cents ans⁽¹⁾, ce système ne peut plus satisfaire les exigences de l'hygiène moderne. Les fosses d'aisance présentent en effet de graves inconvénients : manque d'étanchéité des parois qui laissent toujours suinter, en plus ou moins grande quantité, des liquides dangereux pouvant contaminer les nappes souterraines ; odeurs répandues par les matières excrémentielles en fermentation ; impossibilité d'installer des effets d'eau dans les cabinets, sous peine de vidanges dispendieuses trop fréquentes.

C'est à ce dernier inconvénient qu'on a voulu d'abord remédier en proposant ce qu'on a appelé les *vidangeuses automatiques*. Le premier dispositif breveté en 1881 par *Mouras* ⁽²⁾ fut vulgarisé en 1885 par l'*abbé Moigno*. La fosse *Mouras* se compose simplement d'une fosse étanche et fermée qu'on remplit

(1) La création des fosses d'aisance fut rendue obligatoire à Paris par un arrêté du Parlement en date du 15 septembre 1555, confirmé par un édit de François I^{er} de 1559.

(2) Il faut citer comme antériorité la *fosse à siphon de Delplunque* (vers 1860) qui était aussi fermée hermétiquement et dont le tuyau de chute plongeait dans les liquides. La fosse était d'abord remplie d'eau de chaux jusqu'au niveau du point culminant du siphon d'évacuation. On comptait beaucoup sur la désinfection des matières fécales par la chaux ; mais les essais semblent n'avoir pas réussi. D'après le rapport de *F. Boudet* au Conseil d'Hygiène de la Seine, pendant trois mois le liquide de trop plein fut presque incolore et peu odorant ; au bout de ce temps, il devint trouble et infect, et l'on dut supprimer les latrines publiques établies de la sorte, quai de la Mégisserie (*TARDIEU, Dictionnaire d'Hygiène*, t. II, p. 505).

d'eau au moment de la mise en service. Le tuyau de chute et le tuyau d'écoulement plongent dans le liquide, ce qui empêche le reflux des gaz de la fosse. Lorsque les matières solides ou liquides y tombent, « au bout d'un temps court, et sans aucune addition d'ingrédients chimiques, elles sont transformées en un liquide homogène à peine trouble, qui tiendrait tout en suspension à l'état de filaments ou de grains à peine visibles, sans rien laisser déposer, ni contre les parois du tuyau d'évacuation, ni au fond du canal-égout. Chaque volume de déjection nouvelle fait sortir immédiatement un volume égal de déjection ancienne, élaborée, fluidifiée, sous forme d'un liquide à peine odorant, auquel rien ne manque des éléments organiques ou inorganiques des déjections »⁽¹⁾.

A titre d'essai, l'administration avait autorisé à *Paris*, en 1882, l'installation dans quelques maisons particulières de ce système de vidange⁽²⁾. Les visites qui ont été faites à plusieurs reprises dans ces immeubles ont montré qu'il se forme au fond de la fosse et au-dessus du niveau de l'eau une croûte de matières solides qui s'épaissit continuellement et qui nécessite une vidange si l'on veut que le système fonctionne bien. A la vérité, quand on ouvre le récipient il ne se dégage aucune émanation; mais si l'on perce la croûte solide, soit pour sonder, soit pour faire un prélèvement de liquide, on sent aussitôt une odeur tellement infecte qu'il faut immédiatement refermer l'ouverture. Les liquides déversés à l'égout contiennent de l'hydrogène sulfuré et, par suite, ce système fait courir du danger au personnel chargé du curage des égouts.

M. *Marié Davy*, chargé par la Commission supérieure d'Assainissement de la Seine d'analyser les eaux qui sortent de la fosse *Mouras*, a conclu en ces termes dans un rapport spécial⁽³⁾.

« Ces eaux, cinq ou six fois plus riches en azote organique que la moyenne des eaux d'égout, sont moins de deux fois plus chargées de matière combustible. Au point de vue de

(1) NAPIAS et A. J. MARTIN. *Étude de l'Hygiène publique en France, de 1878 à 1882*, p. 205.

(2) D'après le rapport de Brouardel, Bergeron et A. J. Martin au Comité consultatif d'Hygiène publique, 4 juillet 1887.

(3) Cité dans ce même rapport.

ces matières, cette vidangeuse n'apporterait qu'un changement insignifiant à la composition des eaux d'égout, dont le volume est considérable; mais, contrairement à l'assertion de son inventeur, l'odeur repoussante qu'elle possédait le 25 janvier et que l'eau du même appareil possède encore le 29 janvier, la rapproche des eaux de vidange fermentées qui doivent être exclues des égouts à cause de leurs gaz toxiques et de l'inconfort qu'elles produisent.

	Produits volatils ou combustibles	Produits minéraux
Eau d'égout par litre	1 ^{er} ,048	1 ^{er} ,610
Eau de la vidangeuse le 25 janv.	1 ^{er} ,925	2 ^{er} ,090

« Cet appareil est donné comme opérant la dilution par fermentation sans odeur pour les liquides écoulés. Cette affirmation s'est vérifiée pendant près de deux mois à *Montsouris*, quand la quantité d'eau introduite dans la vidangeuse était considérable, et que, d'ailleurs, l'installation était récente; elle ne se réalise plus quand l'eau donnée descend à 25 litres par tête, ce qui est encore assez considérable. L'hydrogène sulfuré n'apparaît pas parce que l'air dissous dans l'eau suffit à le brûler à mesure qu'il se forme; les produits de la fermentation putride peuvent être masqués par la grande dilution, mais ils apparaissent par leur concentration, et l'hydrogène sulfuré se montrerait lui-même si l'afflux de l'eau aérée diminuait encore.

« Cette vidangeuse, d'ailleurs, paraît incompatible avec les désinfectants métalliques, qui pourraient retarder, sinon suspendre entièrement, la fermentation sur laquelle elle s'appuie. La projection de ces eaux dans les égouts ne semble pas devoir exposer les égoutiers à de sérieux inconvénients dans les galeries où les appareils seraient un peu nombreux et qui ne disposeraient pas d'une grande main-d'œuvre. »

A la suite de ces constatations la Commission supérieure d'Assainissement de la Seine n'a pas cru devoir émettre un avis favorable à ce système.

En 1887 un projet d'assainissement de *Toulon* fut soumis au Comité consultatif d'hygiène publique, comportant l'installation d'une fosse *Mouras* dans chaque maison, et fut l'objet

d'un rapport dont il vient d'être cité quelques extraits (1).

La Société qui présentait alors ce projet prétendait que, « quel que soit le fonctionnement de la vidangeuse *Mouras*, durât-il vingt ans, quelque énorme qu'ait été la quantité de matières fécales entrée dans ses flancs, à la seule condition qu'on aura laissé pénétrer en même temps les urines, les eaux ménagères et pluviales, il n'en sortira jamais que le liquide, à peine nuageux et coloré, qui est la seule vidange de la fosse hermétiquement fermée. Et cela, parce qu'il se fait au sein de la vidangeuse un travail de fermentation complètement imprévu, qui dissout, dans un temps plus ou moins court, les matières fécales les plus solides et divise les corps étrangers en grains ou filaments si ténus qu'on les voit à peine flotter dans le liquide trouble, sans que celui-ci forme de dépôt adhérent aux parois des vases ou des tuyaux dans lesquels il s'écoule. »

D'après des expériences faites à *Paris*, à l'aide d'une fosse à parois de verre, la société avait reconnu les faits suivants :

« 1° Des matières fécales introduites avec de l'urine, des eaux de savon et de vaisselle sont complètement délayées au bout de vingt-cinq jours. Les corps légers, tels que débris d'aliments non digérés, papiers, etc., après avoir surnagé un certain temps, finissent par disparaître et comme se dissoudre dans le liquide.

« 2° L'eau qui sort de la fosse n'a qu'une faible odeur.

« 3° Une vessie, adaptée à l'aide d'un tube au-dessus de la fosse d'expérience, ne se gonfle pas, mais s'aplatit davantage; donc, au lieu de dégagement de gaz, il y aurait plutôt absorption.

« 4° La désagrégation des matières en suspension est d'autant plus active qu'il y entre plus d'eau. Donc le remplissage de la fosse par l'eau et la fermeture hydraulique sont les deux conditions nécessaires et suffisantes pour le fonctionnement de la vidangeuse automatique. »

Les officiers du génie militaire à *Marseille*, consultés à ce sujet, déclarèrent que ce système présentait des avantages, mais ils font aussi observer que, dans l'établissement de ces

(1) *Loc. cit.*

fosses on devra « prendre les précautions nécessaires pour empêcher l'obstruction des conduits par les matières solides qui ne peuvent se diluer dans la fosse; introduire une quantité d'eau, qui devrait, autant que possible, être de 40 litres par jour et par personne; construire la fosse de façon qu'elle soit parfaitement étanche, pour éviter les mauvaises odeurs qui s'en échapperaient et les dangers provenant de la nature des gaz qui sont énormément inflammables; enfin jeter les liquides de vidanges à l'égout afin d'éviter l'infection qu'ils pourraient produire en circulant à l'air libre et augmenter la quantité d'eau à introduire dans la fosse, de façon que toutes les matières contenues y soient diluées dans le courant d'eau. »

Les rapporteurs MM. *Brouardel, Bergeron* et *A.-J. Martin* signalent que l'installation des fosses *Mouras* présente principalement les inconvénients suivants : « le maintien dans les habitations des matières de vidanges, sans que les habitations soient suffisamment prémunies contre leurs émanations, et la projection, hors des immeubles, de liquides qui ne paraissent pas pouvoir être absolument inoffensifs, pour peu qu'ils soient mis en contact avec l'air extérieur. »

« Il faudrait tout au moins, ajoutent-ils, que l'appareil *Mouras*, ou tout appareil analogue, remplisse les conditions suivantes :

« 1° Récipient métallique, divisé en deux compartiments par une cloison largement perforée et facilement démontable, qui empêcherait les corps flottants d'être évacués avant leur dilution complète;

« 2° Mise en communication avec l'égout ou le ruisseau par un siphon placé sur le côté et en dehors de l'appareil, et disposé de manière à assurer le niveau du liquide à une hauteur convenable pour empêcher le retour des gaz par le tuyau de chute;

« 3° Installation sur les tuyaux de chute et de surverse de tubulures de chasse d'eau;

« 4° Installation à la partie supérieure du récipient d'un tuyau de ventilation.

« Avec ces modifications, on serait tout au moins assuré que les matières solides pourraient être facilement enlevées, que les fermetures hydrauliques sépareraient le récipient de

l'habitation et de la canalisation, que des chasses d'eau suffisantes balayeraient la partie supérieure du récipient et que toutes les parties de l'appareil pourraient être facilement visitées et nettoyées. »

Après avoir déclaré que « tout au plus de tels systèmes peuvent-ils servir de palliatifs, lorsque le sol d'une agglomération ne peut comporter de canalisation, ou en attendant l'achèvement du réseau des égouts, généraux ou spéciaux, d'une ville », les rapporteurs concluent :

« Il n'est pas scientifiquement démontré que l'emploi de la vidangeuse *Mouras*, même avec les modifications indiquées dans le projet, puisse garantir l'habitation contre les émanations dangereuses. On ne saurait admettre l'existence, dans les habitations, d'appareils de retenue des matières usées, solides ou liquides, qu'autant que ces appareils présentent un ensemble de précautions contre tout retour d'émanations, qu'ils maintiennent les matières sous une couche d'eau fréquemment renouvelée et aérée, et qu'enfin ces matières puissent être enlevées à des intervalles suffisamment rapprochés ».

En 1891 *Richard* et *J. Rochard* ⁽¹⁾ ne se montrent nullement partisans de ces fosses. « On ne voit pas bien, disent-ils, l'avantage qu'il peut y avoir à retenir les matières dans la fosse, au lieu de les envoyer directement à l'égout, puisqu'il faut toujours qu'elles y arrivent. »

Et plus loin : « Les fosses du genre *Mouras* sont, en somme, d'énormes siphons dans lesquels les matières séjournent, où elles ont le temps de se déposer en partie et de fermenter... En somme, ces fosses sont des siphons, et, nous pouvons ajouter, de détestables siphons ».

On avait cependant déjà apporté quelques perfectionnements aux vidangeuses automatiques, car le D^r *E. Vallin* leur consacre une revue en 1892 ⁽²⁾. Ce système lui avait pourtant toujours paru fort médiocre. « Alors que, dit *Vallin*, pour l'éloignement des immondices, le grand principe admis par tous les hygiénistes est l'enlèvement immédiat et la circulation continue, les fosses *Mouras* retiennent indéfiniment les

(1) *Encyclopédie d'Hygiène et de Médecine publique*, tome III.

(2) *Revue d'Hygiène*, 1892, p. 528.

matières solides dans nos demeures ; quand on leur fournit peu d'eau, elles ne sont que des appareils diviseurs, d'un modèle particulier il est vrai, mais dont la vidange périodique est nécessaire ; quand elles en reçoivent beaucoup, ce sont des dilueurs, qui se bornent à transformer les déjections solides en matières diarrhéiques. Cette dernière considération toutefois, n'est pas à dédaigner.

« Le principal danger des vidangeuses *Mouras* est de conserver, au-dessous et auprès de nos habitations, des fosses fixes dont l'étanchéité est très difficile à obtenir ; c'est une menace constante d'infiltration du sous-sol, parfois au voisinage du puits dont on maintient l'usage. Si la vidangeuse est construite en forte tôle, l'imperméabilité est assurée, mais le récipient ne pouvant être que de faible capacité (3 à 4 mètres cubes), ce n'est plus qu'un dilueur, et tout est entraîné dans l'égout qui se colmate ; si la fosse est de grande capacité, de 50 à 50 mètres cubes, comme cela est nécessaire dans les habitations collectives (casernes, écoles) on ne peut employer que le béton et le ciment, et on est d'autant moins garanti contre les fissures, que la fosse n'ayant, en principe, jamais besoin d'être vidangée (vidangeuses automatiques), l'inspection de ses parois intérieures est à peu près impossible. »

Malgré ces inconvénients, les fosses *Mouras* avaient, déjà à cette époque, pris une certaine extension, notamment à *Marseille* et à *Bordeaux*.

Bordeaux se trouvait dans une situation particulière par rapport à l'évacuation des vidanges : plus de la moitié des immeubles ne recevaient pas l'eau de distribution, les égouts n'étaient ni imperméables, ni lisses, ni de forme ovoïde ; les marées refluaient dans un certain nombre de collecteurs ; enfin on ne trouvait pas au voisinage de la ville de terrains propres à l'épandage. Pour ces raisons et aussi pour le fait que les gaz infects ne refluent pas dans les cabinets, « presque le seul avantage des fosses *Mouras* », dit *Vallin*, ces appareils se sont répandus dans cette ville et une instruction a été rédigée pour leur construction par son Ingénieur en chef.

Dans la fosse de *Bordeaux*, on a cherché avant tout à assurer l'absence de tout contact de l'air avec le contenu de la fosse. Elle est divisée en deux compartiments réunis par un siphon

dont le sommet touche la voûte et dont les branches descendent jusqu'au tiers de la hauteur, de façon à retenir dans la première chambre tous les dépôts. La sortie du liquide s'effectue encore par un siphon dont la branche extérieure plonge dans une petite cuvette placée devant le tuyau de raccord aux égouts. Un tuyau d'aération part de la première chambre pour aboutir à la cuvette; il sert surtout à empêcher les excès de tension des gaz non dissous. Les deux chambres et la cuvette sont surmontées de regards de visite à fermeture hermétique. La fosse doit être remplie d'eau au début du fonctionnement; les matières fécales qui tombent par le tuyau de chute se précipitent ou plus souvent remontent d'emblée à la surface du liquide; elles s'y accumulent jusqu'à ce que les gaz et l'air, qu'elles contenaient au moment de l'expulsion ou par suite de fermentations ultérieures, soient mis en liberté et se dissolvent dans l'eau; les matières ainsi désagrégées ont, dès lors, une densité supérieure à celle de l'eau et se déposent lentement au fond du réservoir. Les matières encore flottantes ne sont donc jamais au contact de l'air; elles sont complètement noyées, et il faut même une certaine pression dans le tuyau de chute pour faire refluer l'eau bien décantée à travers le siphon terminal (1).

D'après l'instruction citée plus haut, la fosse doit avoir une capacité de 0 m³ 555 par personne devant l'utiliser, soit un mètre cube pour 3 personnes. L'observation a montré, à *Bordeaux*, que la transformation des matières exigeait pour être complète une trentaine de jours. *Vallin* dit qu'il est probable que ces transformations sont produites par des micro-organismes anaérobies plutôt qu'aérobies. M. *Blarez* n'a pas trouvé d'hydrogène sulfuré dans ces fosses et M. *Mauriac* dit dans un rapport au Conseil départemental d'hygiène de la Gironde qu'on ne les vidange jamais. En faisant remarquer ces contradictions avec les expériences de *Marié-Davy* à *Paris*, *Vallin* ajoute que « c'est bien ici qu'on aurait pu répéter que les vidangeuses automatiques ne sont que l'hypocrisie du tout à l'égout ».

Dans cette revue, *Vallin* signale aussi les essais tentés à

(1) VALLIN, *loc. cit.*

Rome par *Pagliani* et *Monari* pour désodoriser et, par surcroît, épurer les liquides effluents des fosses *Mouras* par un lit de tourbe. Bien que les résultats annoncés aient été intéressants, il déclare cependant que ce n'est qu'un pis-aller en attendant mieux.

Il ne semble pas que l'usage de la fosse *Mouras* se soit répandu jusqu'en 1900. On ne signale à cette époque ⁽¹⁾ qu'une seule modification, c'est la fosse à *séparateur siphon* et à *vidange hydraulique* qu'*Amondruz* avait installée depuis 1881 à Genève et aux environs.

Le succès du *septic tank* de *Cameron* en Angleterre, pour l'épuration des eaux d'égout, appela alors de nouveau l'attention sur les vidangeuses automatiques et, depuis cette époque, de nombreux modèles ont été inventés et installés un peu partout en France.

La multiplication de ces appareils se fit malgré l'opposition des hygiénistes. Le Comité consultatif d'hygiène publique de France adoptait le 22 février 1904 les conclusions de MM. *Gariel* et *Ogier* qui proposaient de donner un avis défavorable au projet de déversement dans la Saône (à *Mâcon*) de liquides issus des appareils, dits fosses *Mouras*. Il est incontestable, en effet, que les liquides sortant des fosses liquéfiantes, jetés directement dans les cours d'eaux, lacs ou étangs, produisent une grave contamination des eaux ⁽²⁾.

Ces appareils, dès lors appelés *fosses septiques*, s'étant beaucoup répandus dans le département de la Seine, le préfet demanda au Conseil d'hygiène de la Seine, en 1906, de procéder à une étude d'ensemble en vue d'une réglementation à établir. Une Commission fut nommée et M. *Laveran* présenta en son nom un rapport dont les conclusions furent adoptées par ce Conseil le 2 août 1907 :

« 1° Aucun des modèles de fosses septiques examinés par la Commission n'assure l'épuration des produits de vidange; le déversement des effluents de ces fosses dans des puisards absorbants ou dans des égouts ou conduites allant dans des cours d'eau doit donc être interdit;

(1) IMBEAUX. *L'alimentation en eau et l'assainissement des villes*. Paris, Bernard, 1902.

(2) E. BONJEAN. *Revue pratique d'hygiène municipale*, 1906, p. 452.

« 2° Il est à désirer que le réseau d'égouts des communes de la Seine soit achevé aussitôt que possible, ainsi que l'installation d'épuration des eaux d'égout et que le système du tout à l'égout puisse être installé dans ces communes ;

« 5° Provisoirement et jusqu'à l'installation du tout à l'égout, les fosses septiques peuvent être tolérées à la condition que les liquides provenant de ces fosses soient conduits par des tuyaux étanches sur des terrains d'épandage ou sur des lits bactériens d'oxydation acceptés par l'Administration et placés sous sa surveillance. »

Cette question fut portée devant le Conseil supérieur d'Hygiène et, après discussion du rapport de M. *Bonjean*, la première section de ce Conseil émit les conclusions suivantes :

« 1° Le déversement des effluents des fosses septiques dans les puisards absorbants ou dans des égouts ou conduites allant dans un cours d'eau doit être interdit ;

« 2° Les fosses septiques peuvent être tolérées à la condition que les liquides provenant de ces fosses soient conduits par des conduites étanches sur des terrains d'épandage ou sur des lits bactériens d'oxydation acceptés par l'Administration et placés sous sa surveillance. »

A la suite de ces délibérations, le préfet de police soumit au Conseil d'hygiène de la Seine et au Conseil supérieur d'Hygiène un projet d'ordonnance tendant à réglementer leur installation dans ce département. Après avis de ces Conseils le préfet de police publia le 1^{er} juin 1910 l'ordonnance suivante :

Ordonnance concernant les fosses septiques.

NOUS, Préfet de police,

Vu les arrêtés des Consuls des 12 messidor an VIII et 5 brumaire an IX ;

Les lois des 15 février 1902 et 7 avril 1905 ;

L'article 97 de la loi du 5 avril 1884 ;

L'ordonnance de police en date du 1^{er} décembre 1855, et notamment son article premier ainsi conçu : « Les privés seront desservis, sauf les exceptions ci-après, soit par des fosses en maçonnerie, soit par des appareils de fosses mobiles inodores ou tous autres

appareils que le Préfet de police aurait reconnu pouvoir être employés concurremment avec ceux-ci » ;

Considérant que l'usage des appareils dits « fosses septiques » tend à se généraliser dans les communes du département de la Seine et qu'il importe d'en réglementer le fonctionnement de telle sorte qu'ils ne puissent être un danger pour la santé publique par l'infection possible des nappes souterraines et des cours d'eau ;

Considérant, d'autre part, que les appareils en usage actuellement ont été installés sans notre autorisation, contrairement aux dispositions sus-relatées de l'ordonnance du 1^{er} décembre 1855 ;

Vu l'avis exprimé par le Conseil d'hygiène dans ses séances des 20 juillet et 2 août 1907 et 19 juin 1908 ;

Les instructions de M. le Président du Conseil, Ministre de l'Intérieur et des Cultes, en date du 19 janvier 1910 ;

Sur la proposition du Secrétaire général.

ORDONNONS :

ARTICLE PREMIER.

Il est interdit de mettre en service dans les communes du département de la Seine des appareils pour l'évacuation des matières de vidange dits « fosses septiques », ou tous autres systèmes reposant sur des principes analogues, dont le type n'aurait pas fait l'objet d'un certificat de vérification délivré par nous, après avis du Conseil d'hygiène publique et de Salubrité du département de la Seine, et pour lesquels il n'aurait pas été délivré le récépissé de déclaration dont il sera parlé plus loin. .

CHAPITRE PREMIER

VÉRIFICATION DES SYSTÈMES D'APPAREILS. CONDITIONS IMPOSÉES POUR LA DÉLIVRANCE DU CERTIFICAT DE VÉRIFICATION

ART. 2.

Les constructeurs d'appareils qui voudront obtenir le certificat de vérification ci-dessus spécifié devront nous en adresser la demande. Cette demande devra être accompagnée de la description (avec plan à l'appui) de l'appareil et de l'exposé de son fonctionnement, ainsi que de l'indication des procédés d'épuration de l'effluent. S'il est fait usage de lits bactériens d'oxydation, la composition exacte en sera donnée.

ART. 5.

Le demandeur devra, pour permettre d'apprécier le fonctionnement de son appareil, faire, à ses frais, une installation modèle à

proximité de Paris, dans un immeuble agréé par nous. Cette installation devra répondre aux conditions suivantes :

- a) Toutes les parties de l'appareil seront facilement accessibles;
 - b) Les délégués de la Préfecture de police pourront visiter à l'improviste l'installation dans toutes ses parties;
 - c) Des dispositions convenables seront prises pour qu'il soit facile de prélever des échantillons liquides dans la fosse septique et à la sortie de l'effluent des lits bactériens d'oxydation ou des terrains d'épandage;
 - d) Les cabinets alimentant la fosse septique ne devront être utilisés que par un nombre de personnes dont le chiffre moyen sera connu et peu variable;
 - e) Des renseignements précis seront fournis sur la quantité d'eau introduite journallement dans la fosse septique;
- Aucun antiseptique ne sera jeté dans les cabinets.

CHAPITRE II

INSTALLATION DES APPAREILS. CONDITIONS IMPOSÉES POUR LEUR MISE EN SERVICE

ART. 4.

Avant de mettre en service les appareils faisant l'objet de la présente ordonnance, les propriétaires, locataires ou occupants devront adresser au maire de la commune une déclaration accompagnée de la copie du certificat de vérification délivré au constructeur, ainsi que du plan de l'installation.

Cette déclaration indiquera le mode d'écoulement de l'effluent de l'appareil et, s'il en est fait usage, la situation des terrains d'épandage.

ART. 5.

En aucun cas, les effluents des fosses septiques ne pourront être déversés dans des puisards absorbants.

Ils ne pourront être déversés dans des fossés, rigoles, égouts ou cours d'eau qu'à la condition d'être épurés sur des terrains d'épandage ou sur des lits bactériens d'oxydation, ou d'être traités par tout autre procédé qui en assure la désinfection, la désodorisation et l'épuration, de manière qu'ils satisfassent aux conditions imposées par les instructions du Conseil supérieur d'hygiène du 12 juillet 1909⁽¹⁾.

(1) Extrait des Instructions arrêtées par le Conseil supérieur d'Hygiène publique de France, dans sa séance du 12 juillet 1909 :

« L'épuration est satisfaisante :

« 1^o Lorsque l'eau épurée ne contient pas plus de 0 gr. 05 de matières en suspension par litre;

« 2^o Lorsque, après filtration sur papier, la quantité d'oxygène que l'eau

Lorsqu'ils devront être épurés sur des lits bactériens ou des terrains d'épandage, les effluents des fosses septiques devront y être conduits par tuyaux étanches d'un diamètre suffisant pour en assurer le facile écoulement.

ART. 6.

Le maire ne délivrera le récépissé de la déclaration de mise en service qu'après s'être assuré que l'appareil est identique à celui décrit dans le certificat de vérification et que les conditions des articles précédents sont remplies.

ART. 7.

Les fosses septiques devront être installées de manière que toutes les parties en soient facilement accessibles et visitables.

Des dispositions spéciales devront être prises pour que les échantillons destinés à l'analyse de l'effluent puissent toujours être prélevés facilement.

ART. 8.

Le fonctionnement des appareils pour lesquels le récépissé de déclaration aura été délivré restera soumis à la surveillance de l'autorité municipale et des services compétents de la Préfecture de police. Le laboratoire de chimie fera les prélèvements et les analyses nécessaires.

Les propriétaires d'appareils devront se conformer aux prescriptions qui leur seraient imposées dans le cas où le fonctionnement de l'appareil serait défectueux ou l'épuration insuffisante.

ART. 9.

L'usage d'une fosse septique établie dans les conditions précitées pourra être ultérieurement interdit, lorsque la surveillance exercée, ainsi qu'il est dit ci-dessus, aura révélé que le fonctionnement de l'appareil est défectueux ou l'épuration de l'effluent insuffisante, et que n'auront pas été prises les mesures propres à modifier le fonctionnement de l'appareil dans le délai qui aura été imparti.

épurée emprunte au permanganate de potassium, en trois minutes, reste sensiblement constante avant et après sept jours d'incubation à la température de 50 degrés, en flacon bouché à l'émeri;

« 5° Lorsque, avant et après sept jours d'incubation à 50 degrés, l'eau épurée ne dégage aucune odeur putride ou ammoniacale;

« 4° Enfin, lorsque l'eau épurée ne renferme aucune substance chimique susceptible d'intoxiquer les poissons et de nuire aux animaux qui s'abreuvraient dans le cours d'eau où elle est déversée. »

CHAPITRE III

DISPOSITIONS APPLICABLES AUX APPAREILS ACTUELLEMENT EN USAGE

ART. 10.

Les fosses septiques installées antérieurement à la publication de la présente ordonnance devront faire l'objet d'une déclaration au maire de la commune.

ART. 11.

Dans le délai d'un an à dater de la publication de la présente ordonnance, les appareils actuellement en usage dont le système n'aurait pas été l'objet du certificat de vérification prévu à l'article premier devront être supprimés.

CHAPITRE IV

DISPOSITIONS GÉNÉRALES

ART. 12.

Les contraventions aux articles 1, 4, 5, 7, 8, 10 et 11 feront l'objet de procès-verbaux qui seront transmis au Tribunal compétent.

ART. 15.

La présente ordonnance sera publiée et affichée.

Le chef de la deuxième division et le directeur du laboratoire de chimie de la Préfecture de police;

Les maires des communes du département de la Seine, les commissaires de police des circonscriptions suburbaines et les agents placés sous leurs ordres, sont chargés, chacun en ce qui le concerne, de l'exécution de la présente ordonnance.

ART. 14.

Amplification de la présente ordonnance sera transmise à M. le Préfet de la Seine (direction des affaires départementales,

Le Préfet de police.

LÉPINE.

Par le Préfet de police :

Le Secrétaire général.

¹ E. LAURENT.

Les travaux du Conseil d'hygiène de la Seine, dont la sanction a été l'ordonnance du Préfet de Police, a eu cet heureux résultat qu'il est impossible d'ignorer, pour qui s'occupe de ces questions, « que la fosse septique est un appareil incomplet et qu'il est indispensable, pour épurer les eaux sortant de cette fosse, de les faire passer sur des lits bactériens oxydants » (1). C'est ce que nous n'avons cessé d'affirmer dans tous nos travaux sur l'épuration biologique des eaux d'égout. Ainsi, en 1901, l'un de nous disait à la Société de Médecine publique (2) après avoir décrit les actions microbiennes qui s'accomplissent dans les fosses septiques : « L'épuration proprement dite, c'est-à-dire l'oxydation de la matière organique, s'effectue exclusivement sur les lits aérobies. » Malgré cela, les constructeurs continuèrent à proclamer, dans leurs écrits et leurs prospectus, que, dans les fosses septiques, on obtenait 50, 60 et même 75 pour 100 d'épuration, et la confusion était si grande que, récemment encore, dans un travail que nous avons analysé (3), le pourcentage d'épuration qui devait s'y produire était discuté.

Un autre résultat très heureux a été que les constructeurs se sont ingéniés à améliorer leurs systèmes. Le certificat de la Préfecture de Police de la Seine étant la meilleure référence, tous s'efforcent de l'obtenir, et si certains échouent, ce sera un avantage pour ceux qui auront subi avec succès les épreuves de cet examen. Cette mesure était donc très utile, car elle a déjà permis d'éliminer un certain nombre d'appareils (par exemple 6 en 1910).

La garantie que donnera le certificat de la Préfecture de Police de la Seine sera suffisante dans ce département en appliquant les articles 8 et 9 de l'ordonnance, mais en sera-t-il de même partout ailleurs ? Nous l'espérons, quoique nous conservions un doute comme nous l'expliquons par la suite.

Il n'est pas douteux que la substitution des appareils certifiés à ceux si défectueux employés généralement jusqu'ici ne constitue un progrès sensible, mais nous pensons que leur

(1) *Rapport Laveran*, déjà cité.

(2) *Revue d'Hygiène*, mars 1901.

(3) *Rôle des fosses septiques dans l'épuration biologique des eaux d'égout*. *Revue d'Hygiène*, octobre 1911.

généralisation dans les villes, et c'est là qu'ils sont et seront les plus nombreux, présente de graves inconvénients à côté d'avantages indiscutables.

Le principal avantage est d'éviter la vidange des fosses ou le transport des tinettes, opérations malpropres et dangereuses quelques soins qu'on prenne. On peut aussi espérer que les fosses, mieux établies, seront étanches; mais si l'étanchéité n'est pas obtenue, la contamination des nappes aquifères souterraines sera peut-être plus à craindre, les matières plus diluées s'infiltreront plus facilement par les fissures. Ce système permet seul l'emploi des cabinets à chasse d'eau, prohibés pour les fosses fixes par suite de vidanges trop répétées et par suite onéreuses. Les liquides bien épurés pourront donc être reçus sans danger dans les égouts, mais comme ces appareils, toujours plus coûteux que la simple fosse fixe, ne seront jamais que relativement en petit nombre dans les villes, on ne supprime pas ainsi l'obligation d'épurer toutes les autres eaux d'égout avant leur rejet à la rivière.

Les inconvénients sont de diverses natures. Les appareils les mieux construits ne sont efficaces que pour un certain volume d'eau, et il est à craindre que par économie le propriétaire ne fasse installer un modèle insuffisant ou trop petit pour parer aux augmentations possibles du nombre des habitants de la maison. D'autre part, l'épuration biologique artificielle ne peut s'effectuer convenablement que si les liquides sont suffisamment dilués; en d'autres termes il faudra fournir aux appareils un volume par jour et par habitant qui ne devra pas descendre au-dessous d'un minimum donné, et on peut penser que, toujours par économie, le volume d'eau ainsi déversé dans la fosse ne soit souvent insuffisant. Enfin, nous ne saurions trop protester contre une affirmation de la plupart des constructeurs, qui est que les appareils fonctionnent automatiquement et sans surveillance aucune. Nous pensons, au contraire, que tout appareil d'épuration, par quelque procédé que ce soit, doit être surveillé fréquemment, de façon à remédier aux imperfections possibles. On éviterait ainsi les très mauvais résultats constatés pour les installations abandonnées à leur seule automaticité.

Ces inconvénients seront évités dans des cas très rares,

lorsque le propriétaire et le locataire seront conscients de leur devoir qui est de faire produire à l'appareil toute l'épuration qu'il doit pouvoir donner, ou dans les villes où un contrôle permanent sera établi (et le sera-t-il même dans le département de la Seine? car il nécessitera la création d'un laboratoire avec un personnel spécial d'autant plus nombreux que les appareils se multiplieront). Dans tous les autres on n'obtiendra souvent que « l'hypocrisie du tout à l'égout ».

La question des odeurs ne sera pas résolue par la généralisation des fosses septiques, car si on a remarqué qu'elles sont considérablement diminuées lorsque les fosses sont alimentées par une grande quantité d'eau pure, par rapport au nombre des habitants desservis, par suite de l'apport d'oxygène sous forme libre ou de nitrate, il n'en est pas de même lorsqu'on n'emploiera qu'une quantité d'eau faible ou insuffisante, comme ce sera le cas le plus général. On peut même craindre alors que les fermentations étant plus actives dans un liquide plus dilué que celui des fosses fixes, les gaz malodorants se dégageront plus abondamment. Dans ces conditions, de la multiplicité des fosses septiques il pourrait résulter que la salubrité urbaine serait, bien loin d'être améliorée, rendue plus mauvaise encore qu'avec le régime des fosses fixes.

Il est un inconvénient beaucoup plus grave de l'établissement d'appareils d'épuration domestiques dans les agglomérations. Comme on l'a justement dit : « chaque fosse septique ou fixe qu'on construit est un clou dans le cercueil du système d'égouts, et un vote contre tout arrêté municipal qui pourrait être pris dans ce but⁽¹⁾. » Très peu de villes possèdent un réseau complet d'égouts; certaines, et non des moindres, n'ont qu'une partie de leur territoire drainé; les autres n'ont aucun égout. Si quelques immeubles y peuvent être pourvus d'un système d'épuration, tous les autres devront rejeter les eaux ménagères à la rue et les matières fécales dans les fosses fixes. Les rivières seront de plus en plus polluées, d'autant que les puits absorbants étant partout interdits par les règlements sanitaires, si on conserve ceux qui existent, on n'en établit guère de nouveaux.

(1) HODGETTS. La limitation des fosses septiques pour les habitations particulières. *San. Rec.*, 5 novembre 1910, p. 447.

La construction d'un réseau complet d'égout exige de grandes dépenses, et les municipalités écartent autant que possible cette éventualité, craignant que l'importance hygiénique de l'assainissement ne soit pas comprise des contribuables; certaines même ont accueilli favorablement les demandes d'autorisation de construction de fosses septiques seules, sans épuration sur lits bactériens, avec certainement cette arrière-pensée qu'on reculerait ainsi l'époque à laquelle l'assainissement devra être réalisé.

Il est évident que le rejet de l'effluent de ces appareils domestiques, s'ils fonctionnent convenablement, dans les égouts, ne nuira pas à la salubrité, mais elle ne l'améliorera nullement, et ce qu'on ne devrait jamais se lasser de réclamer, c'est l'établissement du tout à l'égout avec, bien entendu, l'épuration des eaux usées avant leur rejet à la rivière. A cette seule condition on assainira les villes d'une façon efficace et on diminuera dans une très large mesure les causes de maladie et de mortalité.

Il est cependant des cas où ces appareils rendront de réels services : c'est lorsqu'une habitation ou un groupe d'habitations (asiles, hôpitaux, écoles, etc...) sont isolés. Leur emploi est tout à fait rationnel, car on complète ainsi l'assainissement de cette petite collectivité. Il y a lieu cependant de s'inquiéter toujours de la destinée des effluents : l'irrigation *sous* le sol, à faible profondeur, donnera les meilleurs résultats; les puits ne seront tolérés que s'il est établi qu'on ne risque pas ainsi de polluer une nappe aquifère.

Il est donc utile de bien préciser les conditions auxquelles ces appareils doivent répondre. Elles sont déjà connues par ce que nous avons dit précédemment; il nous suffira de les rappeler et de les coordonner.

Nos critiques devant garder un caractère général, nous ne citerons nominativement aucun des appareils exploités actuellement par leurs inventeurs et protégés par des brevets; nous indiquerons par contre certains dispositifs sur l'adoption desquels les auteurs ne se sont réservé aucun droit.

1° **Nature des eaux.** — Les opinions à ce sujet varient considérablement avec les constructeurs. Les uns n'admettent

dans les fosses que les matières de vidanges seules, plus ou moins diluées; les autres y ajoutent toutes les eaux usées de l'habitation; d'autres les eaux de bains; d'autres enfin les eaux pluviales.

Les eaux des bains et les eaux pluviales doivent en être exclues, car, d'une part, elles sont très peu ou pas polluées; d'autre part, elles arrivent dans la fosse, surtout les premières, en volume relativement considérable, ce qui trouble les actions de décantation et de solubilisation qui s'y produisent. Les matières de vidanges et les eaux ménagères doivent donc seules être reçues dans les fosses.

2° Fosses septiques proprement dites. — Le plus grave défaut de la plupart des fosses septiques est leur exiguïté. On a surtout cherché à éviter l'encombrement qu'elles peuvent produire.

La capacité des premières fosses *Mouras* était calculée de 240 à 500 litres par habitant. Nous avons consulté les notices de 12 constructeurs et nous avons constaté que cette capacité variait de 26 à 190 litres par habitant. Un seul la prévoyait beaucoup plus importante. On pourrait croire que la capacité d'une fosse doit croître en proportion exacte avec le nombre d'habitants, et pourtant nous trouvons dans une notice que, pour 6 personnes, la capacité sera de 80 litres par personne, tandis que pour 10 fois plus, soit 60 personnes, elle tombe à 26 litres par personne! Ce constructeur a eu plusieurs imitateurs.

M. Périssé, dans une communication à la Société de Médecine publique⁽¹⁾, dit que « la fosse septique doit avoir une capacité de liquide de 8 à 20 fois celle du volume journalier envoyé à la fosse par les tuyaux de chute. Lorsque les eaux grasses de cuisine vont à la fosse, le volume de celle-ci doit être de 15 fois au moins. Avec une capacité moindre, la transformation est moins complète. Les matières fécales doivent être diluées dans un volume d'eau suffisant, au minimum de 10 à 15 litres par habitant et par jour; une proportion double donne de meilleurs résultats ».

(1) S. PÉRISSE. L'épuration biologique des eaux usées dans la fosse même de l'habitation. *Revue d'hygiène*, 1909, p. 1586.

Nous avons estimé déjà ⁽¹⁾ que la capacité d'une fosse doit être de 10 fois le volume qu'elle peut être appelée à recevoir journallement. Ce volume journalier par personne est déterminé de la façon suivante : 25 litres pour les water-closets, 15 litres pour les eaux de toilette, 6 litres pour les eaux de cuisine. Comme ces dernières eaux contiennent beaucoup de graisses, si leur volume est important il faut augmenter la capacité de la fosse septique et la porter à 20 fois le volume total journalier. Nous avons cité comme exemple une fosse septique correspondant à une famille de 6 personnes. Cette fosse aurait les dimensions ci-après suivant la provenance des eaux reçues :

1°	$6 \times 25 \times 10 = 1 \text{ m}^3 500$	Eaux de W.-C.	
2°	$6 \times 40 \times 10 = 2 \text{ m}^3 400$	—	et de toilette.
5°	$6 \times 46 \times 20 = 5 \text{ m}^3 520$	—	— et de cuisine.

Ces deux indications concordent donc, mais nous pensons qu'elles doivent être considérées comme des minima, car, recevant la totalité des déchets organiques, elles ne correspondent qu'à 46 litres par habitant et on compte généralement pour les eaux d'égout 100 litres par habitant et par jour.

Il n'est pas utile d'insister sur l'étanchéité absolue de la fosse : l'accord est unanime à ce sujet.

La fosse doit-elle comprendre deux compartiments? C'est ce qu'ont jugé la plupart des constructeurs. En tout cas il est reconnu que l'effluent doit provenir de la couche moyenne du liquide, la partie supérieure étant encombrée par les matières flottantes formant « le chapeau » et la partie inférieure par les matières plus lourdes en voie de dissolution. Un seul constructeur voulant éviter la formation du chapeau, de façon que les matières soient toujours immergées et par suite soumises à l'action des bactéries, évacue l'effluent par la partie supérieure après l'avoir filtré par des disques perforés. Nous jugeons cette disposition défectueuse, car le principal résultat sera de désagréger les matières flottantes et de les réduire en très petites particules qui viendront colmater le lit bactérien. Nous préférons une disposition qui nous a été in-

(1) *Ces Recherches*, 5^e volume, p. 151.

diquée par *M. Parenty* ⁽¹⁾ et qui consiste à diviser la fosse septique en deux compartiments : dans l'un, le volume de l'eau reste constant, dans l'autre le volume varie suivant l'afflux et règle le débit des eaux admises sur le lit bactérien. Ces deux compartiments sont réunis soit par un tube plongeant, soit simplement par une chicane de surface suivie d'un déversoir.

Les tuyaux de chute doivent plonger de 5 centimètres au-dessous du niveau du liquide dans la fosse ; une plus grande plongée entraîne des inconvénients dans le fonctionnement des water-closets.

5° **Lit bactérien.** — La régulation du débit des eaux déversées sur le lit bactérien a été et est encore généralement méconnue. Dans une fosse, surtout si elle ne sert que pour les water-closets, les afflux d'eau sont extrêmement irréguliers, très abondants à certains moments, nuls à certains autres et surtout la nuit. Aussi il en résulte qu'à certaines heures les lits reçoivent un volume d'eau qui, rapporté à 24 heures, représente un cube considérable en regard de la surface des lits. On peut alors se convaincre que, si l'épuration peut être excellente à certains moments, elle sera insuffisante ou nulle à certains autres : nous l'avons du reste vérifié. Le dispositif de *M. Parenty* que nous indiquions plus haut, ou tout autre réalisant le même but, est donc indispensable si l'on veut construire un lit bactérien qui ne soit pas de trop grandes dimensions.

Il est aussi nécessaire que l'alimentation du lit bactérien soit intermittente : elle doit donc être réglée par un réservoir de chasse automatique. De plus, la répartition sera aussi parfaite que possible à la surface du lit.

Pour éviter les odeurs, le lit bactérien sera établi dans une enceinte fermée, des parois de laquelle il sera autant que possible isolé. La différence de niveau entre la sortie de l'effluent de la fosse septique et le tuyau d'évacuation de l'effluent du lit bactérien doit être au minimum de 1^m,80, com-

(1) *M. Parenty*, directeur de la manufacture des Tabacs, à Lille, est l'inventeur du siphon de chasse, du régulateur et d'autres appareils bien connus.

prenant : 0^m,60 pour le réservoir de chasse, 1^m,10 hauteur des scories et 0^m,10 drainage d'évacuation.

C'est cette partie de l'installation qui devra être la plus soignée et surtout la plus surveillée, pour se rendre compte s'il ne se produit pas de colmatage et y remédier si on en constate.

Les dimensions du lit bactérien en surface seront aussi grandes que possible et calculées au moins sur la base d'une épuration de 500 litres par mètre carré et par jour. Nous estimons qu'on ne doit pas descendre au-dessous de 0^m²,500, même si le cube d'eau à épurer ne comporte pas cette surface d'après l'évaluation ci-dessus. Il y a lieu en effet de veiller à ce qu'aucune partie de l'eau à épurer ne soit projetée en dehors des scories ou autres matériaux utilisés, car elle ne subirait aucune épuration.

4° **Ventilation.** — Cette question a été très discutée pour la fosse septique. On a pensé longtemps que le maximum de solubilisation des matières organiques solides s'opérait en milieu strictement anaérobie et que, par suite, on ne devait établir aucune ouverture, si ce n'est celles pour l'entrée et la sortie des liquides. Pourtant on doit remarquer que les eaux qui tombent dans la fosse septique, surtout celles des water-closets, sont très aérées et que de plus la décomposition des matières organiques, principalement celle des matières hydrocarbonées, s'accompagne de dégagements de gaz. Il est donc indispensable de permettre l'évacuation de cet air et de ces gaz qui, si la fosse était hermétiquement close, créeraient une pression nuisible, favorisant la production et l'élargissement des fissures. Le tuyau de ventilation pourra du reste être réuni à l'un de ceux du lit bactérien.

C'est pour le lit bactérien que la ventilation doit surtout être assurée de la manière la plus parfaite, car toute l'épuration dépend de la quantité d'oxygène fournie aux microbes pour oxyder la matière organique. Pour l'obtenir, un tuyau de 0^m,15 de diamètre très peu élevé, 2^m,50 au maximum, éloigné de toute fenêtre ouvrante, amènera l'air frais à la surface du lit bactérien. Un autre tuyau de même diamètre aspirera l'air pris au-dessous du lit; il s'élèvera jusqu'au

faite de l'habitation et sera surmonté d'une girouette aspiratoire.

5° **Tampons de visite.** — Des tampons de visite seront établis au-dessus de la fosse septique pour en permettre la vidange si elle devenait nécessaire, par exemple si des matières solides minérales (cendres, charbon, scories, etc...) trouvaient accès dans la fosse. Une trappe de plus grande dimension sera aussi établie sur le lit bactérien et à la sortie de ce dernier pour permettre la surveillance et la prise d'échantillons de l'effluent. Pour cette prise on devra toujours aménager, avant le tuyau d'évacuation, une petite cuvette de retenue de 2 à 5 litres de capacité que l'eau traversera.

On veillera enfin à ce qu'aucune odeur, aucun gaz, ne puissent s'échapper par d'autres voies que par les tuyaux d'évacuation disposés pour leur collecte et pour leur rejet dans l'atmosphère, à une hauteur telle qu'ils ne constituent aucune gêne pour le voisinage.

Telles sont les conditions que doivent remplir les *appareils épurateurs* et qu'il est indispensable d'exiger rigoureusement lorsque les circonstances imposent leur adoption.

CHAPITRE VI

ÉPURATION DES EAUX RÉSIDUAIRES DE TANNERIE

Le travail de la tannerie comprend deux phases : la préparation des peaux et le tannage proprement dit (1).

La préparation des peaux pour le tannage a pour but de transformer les *peaux dites « en poils »*, fraîches ou conservées, en *peaux en « tripes »*. Les opérations nécessaires pour arriver à ce but nécessitent pour la plupart d'assez grands volumes d'eaux qui doivent être évacuées après avoir été fortement polluées par les nombreuses impuretés qui souillent les peaux et aussi par les déchets des fermentations qu'elles subissent. Ces opérations comprennent le *reverdissage*, l'*épilage*, le *lavage* avec ou sans *déchaulage*, et le *gonflement des peaux*.

Dans le *reverdissage*, les peaux sont trempées dans l'eau pour en éliminer les impuretés (crotte, sang, etc.), ainsi que les substances employées pour leur conservation. Les eaux de reverdissage contiennent donc des matières excrémentielles et du sang, auxquelles s'ajoutent, pour les peaux conservées, le sel principalement et quelquefois de l'arsenic. Dans certaines usines, les bains de reverdissage sont très rarement renouvelés : ils sont alors extrêmement chargés de matières organiques en putréfaction.

D'après le D^r F. Heim (2) la composition chimique type par litre des eaux de reverdissage est la suivante :

Matières en suspension organiques	0 ^{gr} ,182
— minérales	0,095
Résidu sec matières organiques	0,690
— minérales	0,560

(1) L. MONNIER et C. VANEY. *La Tannerie*. — Gauthier-Villars, Paris, 1905.

(2) Rapports scientifiques sur les travaux entrepris au moyen des subventions de la Caisse des Recherches Scientifiques en 1909. — Melun, Imp. adm., 1910.

Oxydabilité (Test d'incubation)	0,0096
Carbone total	0,267
Azote total	0,126
— ammoniacal	0,005
— nitrique	néant
Graisses libres	0,008
Graisses combinées	0,008
Gaz dissous	114 cc.
Acide carbonique	52 cc.
Oxygène	15 cc.
Azote	45 cc.
Hydrogène sulfuré	2 cc.

Parmi les procédés employés pour obtenir l'épilage, certains comme l'épilage à l'échauffe, ou l'épilage aux pâtes de sulfure d'arsenic ou aux solutions concentrées de sulfures alcalins, produisent peu ou pas d'eaux résiduares. Il n'en est pas de même de l'épilage à la chaux ou pelanage.

Le pelanage s'opère dans une série de cuves en maçonnerie appelées pelains: le pelain neuf ou vif n'ayant pas encore été utilisé, le pelain faible ou gris, ayant servi, mais possédant encore une certaine activité, et le pelain mort qui a presque entièrement perdu sa force. Les peaux sont d'abord trempées dans le pelain mort, puis dans le pelain gris et enfin dans le pelain vif. Après trois immersions des peaux, un pelain est généralement rétrogradé. Le pelain mort est vidé et rechargé pour devenir pelain vif.

Ce pelain mort est composé d'une liqueur claire et de boues.

D'après Schroeder et Schmitz Dumont ⁽¹⁾ un bain de pelanage ayant été employé plusieurs mois avait la composition suivante :

Liqueur claire. Matière organique	11 ^{gr} ,856 par litre.
— — minérale	3,155 —
— Se décomposant en chaux libre dissoute.	0,552 —
— — chaux combinée . .	1,678 —
— — magnésie	0,015 —
— — chlorure et sulfate alcalins	1,150 —
Dépôt Carb. de chaux	8,22 %
— Chaux libre en CaO	43,99 %
— Chaux combinée à la mat. organique	8,82 %
— Substance organique	58,97 %

(1) L. MEUNIER et C. VANEY. *Loc. cit.*

Il se produit pendant le pelanage une dissolution de la peau d'autant plus forte que le pelanage est plus long et que la température à laquelle il est effectué est plus élevée; elle est également d'autant plus importante que le bain est plus vieux.

Ainsi d'après *Eitner* (1) :

	Pelain fraîchement préparé	Pelain ayant servi
Substance dissoute % de peau sèche. 1 ^{re} Exp.	2,55	4,55
— dans le même bain. 2 ^e Exp.	4,50	8,29

L'épilage au sulfure de sodium s'obtient en empilant les peaux dans une solution de ce sel jusqu'à destruction du poil. Les peaux sont ensuite lavées à grande eau.

Le Dr. *F. Heim* a donné la composition type par litre d'eau résiduaire d'épilage par le sulfure de sodium :

Matières en suspension organiques	0 ^{sr} ,512
— minérales	0,726
Résidu sec matières organiques	12,140
— minérales	21,110
Carbone total.	2,591
Azote total.	5,240
— ammoniacal	0,052
— nitrique	néant
Graisses libres.	0,020
— combinées	2,580
Gaz dissous	70 ^{cc} ,5
Acide carbonique.	0,0
Oxygène	0,0
Azote.	70,5
Hydrogène sulfuré	4 ^{sr} ,540

Le sulfure de sodium est aussi quelquefois ajouté aux pelains. Ainsi, à l'école de *Freiberg*, on prépare un pelain au sulfure de sodium à l'aide de 6 kilogrammes de chaux vive éteinte puis délayée jusqu'à ce qu'ils forment 1000 litres; on ajoute alors 0^{kg},500 de sulfure de sodium commercial cristallisé, puis, au bout d'un certain temps, 0^{kg},500 de ce sel. Dans ce cas, la chute du poil étant plus rapide, la perte de poids que subit la peau est très réduite.

Les peaux destinées à la *mégisserie* sont ébourrées à l'aide d'un mélange de chaux et d'orpiment. Les eaux de lavage

(1) L. MONNIER et C. VANÉY. *Loc. cit.*

des peaux ainsi traitées ont, d'après le Dr. *F. Heim* ⁽¹⁾, la composition suivante par litre :

Matières en suspension organiques	0,450
— minérales	0,500
Résidu sec matières organiques	1,800
— minérales.	0,450
Azote total	0,592
— ammoniacal	0,051
— nitrique	néant
Hydrogène sulfuré	0,160
Alcalinité (en chaux)	1,776
Graisses libres.	0,080
Graisses combinées	0,070
Gaz dissous	60 cc.
Acide carbonique.	néant
Oxygène	10
Azote et gaz résiduels	50
Arsenic	0 ^{gr} ,024

Déchaulage. — Lorsque les peaux ont été traitées dans les pelains ou par quelque procédé analogue, on doit en éliminer la chaux.

La purge de chaux s'opère soit simplement par des moyens mécaniques, soit par des confits d'excréments ou de son, soit par des procédés chimiques. Dans ces derniers procédés on emploie des solutions diluées d'acide chlorhydrique, d'acide sulfurique, d'acide carbonique gazeux, les acides acétique, lactique, formique, le borophénol (acide borique et phénol), l'acide crésotinique, l'acide crésol-sulfonique, le bisulfite de soude. etc....

Tannage. — Dans le tannage proprement dit, les peaux séjournent dans des bains les plus divers suivant le procédé employé.

Avant le séjour en fosse, dans le *procédé aux écorces*, les peaux passent dans des bains de jusée obtenus en épuisant la tannée retirée des fosses.

Le *tannage aux extraits* s'obtient en immergeant les peaux dans des cuves contenant des solutions d'extraits de bois ou d'écorces tannants que l'on enrichit peu à peu.

Le *tannage minéral* est employé pour le hongroyage ou la mégisserie. Dans le 1^{er} cas les peaux sont soumises à l'action

⁽¹⁾ *Loc. cit.*, 1910, paru en 1914.

de la solution d'alun et de sel (9 kilogrammes d'alun et 5 kilogrammes de sel pour 100 litres d'eau). Dans le 2^e cas on y ajoute de la farine et des jaunes d'œufs. Le *tannage au chrome* s'opère en plongeant les peaux dans une solution d'acide chromique (bichromate de potasse et acide chlorhydrique), puis dans une solution d'hyposulfite de soude.

Composition des eaux résiduaires de tannerie. — Les procédés de tannage sont, comme on vient de s'en rendre compte, assez nombreux. De plus, chaque tanneur a un mode de travail particulier suivant l'espèce de cuir qu'il veut obtenir, ce qui le conduit à employer des produits en quantités très variables. Aussi les eaux résiduaires de tannerie ont-elles les compositions les plus différentes suivant les contrées et suivant les usines; on s'en convaincra par les résultats d'analyses que nous donnons ci-après.

D'après les *Ribble Committee's Proceedings* les eaux résiduaires de tannerie contiennent :

Matières dissoutes totales de . .	0 ^{sr} ,540	à	5 ^{sr} ,060	par litre
— minérales de .	0,260	à	5,580	—
— volatiles de . .	0,280	à	1,171	—
Matières en suspension totales de.	0,160	à	1,280	—
— minérales de	0,080	à	1,140	—
— volatiles de .	0,080	à	1,000	—
Oxygène absorbé en 4 heures de.	0,064	à	0,422	—
Azote albuminoïde	0,0086	à	0,050	—

Les analyses de *K.-B. Lehmann* ⁽¹⁾ ont donné les résultats suivants par litre :

	Eau de trempage des peaux fraîches	Infusion d'écorces	Infusion d'écorces épuisée	Pelains morts	Tannage à la vapeur. Cuve à tremper
Résidu sec	4 ^{sr} ,560	4 ^{sr} ,870	5 ^{sr} ,746	14,590	14,105
Perte à la calcination.	2,202	4,195	2,754	9,510	10,470
Chaux	—	0,165	—	2,860	1,680
Réaction	neutre	acide	très acide	tr. alcal.	alcaline

(1) Citées par WEIGELT. *Assainissement et repeuplement des rivières.*

(En milligrammes par litre.)

	MATIÈRES EN SUSPENSION			MATIÈRES EN SOLUTION			AZOTE			OXYGÈNE ABSORBÉ EN 4 HEURES	ALCALINITÉ EN CO ₂ Ca
	TOTALES	PERTE	GENÈRES	TOTALES	PERTE	GENÈRES	AMMO-	NIAÇAL	ORGANIQUE		
Trempage peaux à l'arsenic :											
1 ^{er} lavage	5090	88	12	2950	552	2638	75	17	61,6	—	
2 ^e	5990	112	28	5550	768	5082	204	58	144,0	—	
Trempage peaux salées :											
1 ^{er} lavage	7550	54	152	7164	656	6523	28	16	20,0	—	
2 ^e	2012	56	44	1922	216	116	109	6	11,2	—	
Trempage peaux séchées au soleil :											
1 ^{er} lavage	5857	24	48	5705	240	5525	50	9,2	57,6	—	
2 ^e	6570	250	710	8410	1010	740	125	56	427,6	—	
Trempage peaux fraîches :											
1 ^{er} lavage	9050	500	80	8650	900	7750	110	88,8	149,0	407,0	
2 ^e	2186	215	65	1910	550	1480	16	29,4	61,8	550	
Pelain de chaux	40890	0	1150	9460	2630	6840	221	426,0	406	5900	
—	24720	950	870	22960	15750	9150	516	2136,0	1655	5200	
Pelain de chaux et de sulfure de sodium	4200	500	510	5500	4750	1850	62	286	254	670	
—	53240	2290	6270	49680	29540	20540	1020	4480	5000	—	
Lavage après pelain de chaux et de sulfure de sodium	9460	720	2960	5780	1930	5880	140	442	69	—	
Liquide de confit de fiente de pigeons	7680	590	290	7000	4090	2910	108	657	362	1100	
Liquide de confit de son	4010	580	50	5580	1830	1550	21	256	245	—	
Liquide tannant épuisé	50520	21080	510	8900	440	8460	2,6	162	8089	—	
Mélange des eaux résiduaires prélevées heure par heure	45200	2540	2980	9880	4540	5540	150	504	2425	500,0	
—	5450	1124	486	2140	900	1240	70	105	558	—	
Corroirie											
Liquide de trempage (sumac)	54360	9020	860	44680	58760	5920	9,0	288	51840	—	
Nettoyage; moyenne heure par heure	18580	5220	5580	9780	7600	2180	9,9	172	7740	—	
Pelleterie											
Trempage : 1 ^{er} lavage	4100	180	180	750	280	470	50,0	20,4	65,2	—	
2 ^e	950	76	44	850	420	410	72,7	52,5	88,8	—	
Pelain de chaux; heure par heure	4810	464	176	4470	520	4570	42,7	55,2	41	420	
—	41820	4164	1516	9140	480	9560	156,0	632,0	656	—	
Mélange moyen	40560	2020	4460	4080	800	520	97,0	186,0	416	—	
—	2240	570	1170	500	170	550	46,0	45,6	126	—	

Tannerie I. G.

ANALYSES DE L'INSTITUT PASTEUR DE LILLE

(Résultats par litre.)

	EAU DE DESSAIGNAGE	PELAIN MORT	EAU LE LAVAGE	BAIN DE GIBROME USÉ	BAIN D'HYPOSULFITE USÉ	BAIN TANNANT USÉ	MÉLANGE D'APRÈS LES PROPORTIONS RELATIVES
Volume évacué par jour. (en mètres cubes).	18	2	40	6	1	6	45
Aspect	Opalescent	laiteux <i>sale</i>	vert clair	à peu près limpide	vert foncé	trouble	trouble
Couleur	jaune très <i>pâte</i>	jaune gris	faible	vert foncé	faible	jaune rouge	verte
Odeur	putride faible	putride	—	faible	—	vireuse	putride
Alcalinité en NaOH	0 ^{gr} ,500	2 ^{gr} ,560	0 ^{gr} ,625	9 ^{gr} ,996	5 ^{gr} ,292	—	—
Acidité en SO ³ H ²	—	—	7,740	44,870	25,180	0 ^{gr} ,696	1 ^{gr} ,592
Extrait à 110°	5,920	62,240	6,890	59,725	10,700	15,655	14,410
Résidu fixe au rouge	5,595	52,940	0,850	5,145	14,480	6,755	11,769
Perte au rouge	0,525	29,500	—	—	—	6,880	2,650

D'après König ⁽¹⁾ les eaux résiduaires ont la composition suivante par litre :

	Pelain mort.	Eau de tannage épuisée (Amérique).	Eau résiduaire de tannage.
Matières solides totales	5 ^{FR} ,186	8 ^{FR} ,459	5 ^{FR} ,496
Combinaisons organiques.	2,059	5,182	1,549
— azotées.	8,747	0,452	0,675

Tannerie R

ANALYSES DE L'INSTITUT PASTEUR DE LILLE

PAR LITRE	REVERDISSAGE		PELAIN mort	DÉCHAUCLAGE à l'acide formique	JUS blancs
	1 ^{er} trempage	5 ^e trempage			
	gr.	gr.	gr.	gr.	gr.
Extrait à 110°	26,600	15,705	16,420	1,125	12,720
Résidu au rouge	25,170	12,555	9,075	1,025	5,900
Perte au rouge	1,450	1,170	7,545	0,200	8,850
Ammoniaque	0,126	0,126	0,578	0,0105	0,0945
Alcalinité libre (CaO et AzH ³).	"	"	5,416	"	"
Alcalinité en CO ³ Ca	1,050	1,400	1,850	2,850	1,400
Hydrogène sulfuré	présence	présence	abondant	néant	néant
<i>Oxygène absorbé en 4 heures :</i>					
Avant précipitation par le talc.	0,190	0,200	1,680	0,024	8,620
Après précipitation par le talc.	0,072	0,074	1,080	0,014	4,260
Matières précipitées	0,118	0,126	0,600	0,010	4,360
<i>Azote organique :</i>					
Avant précipitation par le talc.	0,155	0,120	0,846	0,054	0,0258
Après précipitation par le talc.	0,025	0,015	0,654	0,015	0,0256
Matières précipitées	0,150	0,107	0,192	0,021	0,0022
Matières en suspension totales	0,555	0,194	0,285	néant	0,551
Matières en suspension fixes	0,514	0,102	0,179	"	0,094
Matières en suspension volatiles	0,241	0,092	0,106	"	0,257

Nous avons pu obtenir pour la tannerie R l'évaluation du

(1) Citées par WEIGELT. *Assainissement et repeuplement des rivières.*

volume des eaux résiduaires rejetées par semaine. Il se décompose de la façon suivante :

Reverdissage et désalage	72 mètres cubes	
Épilage	27	—
Echarnage	59	—
Déchaulage	59	—
Petits jus blancs	14	—
1/2 pelain	6,5	—
Total	197,5	—

pour un travail de 6 jours par 150 gros cuirs tannés, soit environ 55 mètres cubes par jour ou 1 mètre cube 520 par cuir.

La détermination des matières colloïdales par précipitation par le talc a donné ce résultat, du reste prévu, que dans les eaux de reverdissage les matières organiques se trouvent

Tannerie B

ANALYSES DE L'INSTITUT PASTEUR DE LILLE

PAR LITRE	REVERDISSAGE		PELAIN mort 6 mois	PELAIN pres-que mort	PETIT jus épuisé
	Peaux sèches des Indes	Peaux salées			
	gr.	gr.	gr.	gr.	gr.
Extrait à 410°	1,220	56,605	5,565	11,975	20,575
Résidu au rouge	0,670	55,585	1,855	8,900	5,955
Perte au rouge	0,550	1,220	5,710	5,075	14,620
Ammoniaque	0,091	0,092	0,070	0,055	0,015
Alcalinité libre en AzH ³ .	"	0,049	"	"	"
Alcalinité libre en CaO + AzH ³	"	"	0,106	1,590	"
Alcalinité en CO ² Ca . . .	0,680	0,550	1,050	0,850	0,200
<i>Oxygène absorbé en 4 heures :</i>					
Avant précipitation par le talc.	0,045	0,091	0,600	0,520	5,060
Après précipitation par le talc.	0,0256	0,047	0,490	0,452	4,800
Matières précipitées . . .	0,0174	0,044	0,110	0,068	0,260
<i>Azote organique :</i>					
Avant précipitation par le talc	0,0802	0,1484	0,442	0,4541	0,0755
Après précipitation par le talc.	0,0285	0,0715	0,582	0,5947	0,0486
Matières précipitées . . .	0,0517	0,0771	0,060	0,0594	0,0267

principalement à l'état colloïdal. Il n'en est plus de même pour les eaux résiduaires rejetées par les autres ateliers de la tannerie.

Ces remarques ne s'appliquent pas tout à fait aux eaux résiduaires de la tannerie B, mais il y a lieu de considérer que, par suite de l'emploi d'un antiseptique (la créoline), la dissolution de la peau dans l'eau de reverdissage est beaucoup plus faible.

Nous avons eu l'occasion d'examiner les eaux résiduaires d'une tannerie mégisserie de Seine-et-Oise composées du mélange de toutes les eaux de l'usine dans les proportions suivantes :

Eau de trempage et reverdissage	4
Eaux de pelains de chaux.	12
Eaux du travail de rivière et de lavage des bonts de laine..	110
Eaux de chimie (contenant de l'orpiment).	50
Eaux de Sumac	6

Le mélange présentait la composition suivante :

Extrait sec	6 ^{gr} ,705	par litre
Résidu fixe au rouge (cendres)	5,045	—
Perte au rouge (matières organiques).	1,660	—
Azote organique en Az.	0,055	—
Ammoniaque.	0,087	—
Alcalinité en CaO	0,977	—

Nocivité des eaux résiduaires de tannerie. — *Weigelt* ⁽¹⁾ a étudié l'action d'un grand nombre de composés chimiques ou organiques sur les poissons. Parmi les composés que l'on peut rencontrer dans les eaux résiduaires de tannerie, certains ont une action très nuisible :

Tannin. — Les solutions à 0,1 pour 1000 ne paraissent pas avoir d'action sur la truite, tandis que dans la solution à 10 pour 1000 elle périt très rapidement. Cette dernière solution paraît être supportée au moins un certain temps par la tanche.

Chaux. — La chaux est très nuisible aux poissons : ils peuvent supporter la dose de 0,05 pour 1000, mais sont intoxiqués lorsque cette dose atteint 0,07 pour 1000.

Alun chrowique. — Relativement peu toxique ; le poisson résiste à des solutions à 0,2 pour 1000.

(1) *Assainissement et repeuplement des rivières* (Trad. franc.). Bruxelles, 1904.

Composés arsenicaux. — Les poissons, même les plus petits, supportent pendant plusieurs heures l'action des solutions arsenicales à 0,05 pour 1000.

D'après le *D^r Heim* ⁽¹⁾ les composés arsenicaux semblent exister dans les eaux résiduaires de mégisserie (voir Analyse, page) à l'état de sulfure colloïdal dénué de toxicité. Aussi ces eaux diluées au 1/10^e n'exercent aucune action sur les poissons, les crustacés, les phanérogames. On peut, avec une dilution supérieure à 1/50^e, les épandre pendant longtemps (15 jours) sur le sol sans dommage pour les plantes de culture qui y croissent.

Hydrogène sulfuré. — L'eau contenant 0,001 pour 1000 d'hydrogène sulfuré exerce une action toxique énergique sur les poissons.

Les essais du *D^r Heim* ont montré que les eaux d'épilage par le sulfure de sodium sont extrêmement toxiques pour les poissons et les crustacés, les premiers étant plus sensibles que les derniers. Les poissons ne peuvent supporter pendant 24 heures que le séjour dans des dilutions à 1 pour 1000. Ces eaux ne sont inoffensives pour les plantes aquatiques qu'à la dilution de 1 pour 500. L'épandage, même prolongé, sur le sol, à toute concentration, reste par contre inoffensif pour les plantes de culture.

Utilisation des eaux résiduaires de tannerie. — D'après *Schultz* ⁽²⁾ les eaux résiduaires de tannerie peuvent être employées comme engrais. Les eaux de trempage des baigns de chaux, les jus usés des fosses à tan et les eaux de lavage ont, comme fertilisants, une valeur telle qu'une tannerie traitant 5000 peaux par an peut fertiliser 40 hectares de terrains de culture. On peut y ajouter avec profit tous les résidus d'écorces et même de la terre pour y retenir l'ammoniaque.

Ferdinand Jean ⁽³⁾ recommande de réunir les eaux de désaignage des peaux, les fonds de pelains morts, les eaux de lavage des ateliers et des moulins, les balayures, etc., dans un réservoir situé au-dessous de la tannerie. Avec les cendres

(1) *Loc. cit.*, 1910.

(2) THEODOR KOLLER. *The utilisation of Waste products*, London, 1902.

(3) Industrie des cuirs et des peaux. *Encyclopédie Léauté*, p. 108.

provenant de la combustion de la tannée, les balayures de tan et des plâtras ou des terres, on peut obtenir un compost utilisable avantageusement pour fertiliser les terres. Dans un compost de ce genre il a trouvé 1,55 pour 100 d'azote.

Il indique aussi que les eaux de désalage des peaux pourraient être traitées avec avantage. Il suffirait de porter ces eaux à l'ébullition pour coaguler les matières colloïdales qu'on sépare, puis de les évaporer pour en retirer le sel qui serait de nouveau utilisé pour le salage des peaux.

H. R. Procter⁽¹⁾ a suggéré que dans beaucoup de tanneries on aurait avantage à extraire par distillation l'ammoniaque des pelains morts.

Épuration des eaux résiduaires de tanneries. — Tant que le tannage par les anciens procédés, c'est-à-dire le tannage aux écorces, fut la seule méthode de travail employée, les tanneries n'étaient que des établissements relativement peu importants, car le temps nécessaire pour obtenir le cuir était trop long (plus d'un an) et le capital immobilisé assez considérable. Depuis, les méthodes rapides ont permis la création d'usines très importantes.

La plupart des tanneries rejettent des volumes d'eaux résiduaires relativement peu considérables. Nous avons vu plus haut qu'une usine produisant 150 gros cuirs par semaine ne rejetait environ que 200 mètres cubes d'eaux résiduaires pendant 6 jours. Nous avons dit que, pour cette usine, l'évacuation était de 55 mètres cubes environ par jour; mais cette évaluation n'est pas absolument exacte, car à certains jours plusieurs cuves sont vidées, alors qu'on n'en vide aucune à d'autres jours. De plus, cette vidange de cuves est toute momentanée et ne dure que quelques heures. Pour les grandes usines, où le tannage s'effectue par les procédés rapides, ces intermittences dans l'écoulement sont moins espacées, mais cependant la variation de composition de l'eau rejetée est encore très importante à tout moment.

Par suite de la grande pollution et de la diversité de composition des eaux rejetées par les divers ateliers et de leur écoulement souvent espacé et toujours intermittent, le pro-

(1) MOORE et SILEOCK : *Sanitary Engineering*, London, 1909.

blème de l'épuration des eaux résiduaires de tannerie est le plus difficile à résoudre. Cependant l'épuration est nécessaire, car ces eaux renferment, comme nous l'avons montré, des produits très nuisibles aux poissons.

Nous exposerons d'abord les expériences entreprises pour obtenir cette épuration, puis les opinions de divers auteurs sur les méthodes usitées en Angleterre, et nous nous efforcerons enfin de tirer de ces documents des conclusions pratiques.

Expériences de l'Institut Pasteur de Lille. — Nous avons effectué un certain nombre de recherches sur l'épuration biologique des eaux de plusieurs tanneries et nous en résumons ci-après les résultats.

A la tannerie de W. on prépare par les procédés rapides les cuirs pour la corroirie. Les peaux sont épilées dans un bain fort de sulfure et de chaux, puis elles sont tannées aux extraits et au chrome. On emploie aussi de l'acide formique pour déchauler les peaux et pour rendre l'action des extraits plus rapide.

Les eaux résiduaires totales, 60 à 80 mètres cubes par jour, contiennent donc du sel (désalage des peaux), matières organiques (souillures des peaux), chaux (60 kgr. par jour), sulfures (20 kgr. par jour), extraits épuisés, sels de chrome, acide formique (5 à 4 kgr. par jour).

Le mélange des eaux fournit, après repos, un liquide peu coloré, à réaction neutre, d'odeur peu désagréable d'extraits tannants.

L'addition de sels de fer ou d'alumine seuls donne de mauvais résultats, mais si ce traitement est suivi d'un deuxième traitement à la chaux, la précipitation devient assez bonne. Les quantités les plus favorables ont été de 0^{gr},5 de sulfate ferrique et de 2 grammes de chaux par litre. On a ainsi obtenu les résultats suivants par litre :

	Carbone organique	Azote organique.
Eau brute filtrée	0 ^{gr} ,296	0 ^{gr} ,0172
— précipitée	0 ^{gr} ,089	0 ^{gr} ,0078

Généralement ces eaux légèrement acides se conservent

sans qu'il s'y déclare de putréfaction. Lorsqu'elles ont été traitées par la chaux elles sont alcalines et peuvent être épurées par lits bactériens de contact, comme le montrent les résultats suivants par litre :

	Carbone organique.	Azote organique.	Ammoniaque	Nitrates.
Eau brute précipitée.	0 gr. 089	0 gr. 0172	0 gr. 0090	"
Effluent du lit de 1 ^{er} contact.	0 gr. 074	0 gr. 0078	0 gr. 0058	traces
— — de 2 ^e contact.	0 gr. 055	0 gr. 0054	0 gr. 0024	traces

Si l'on prend soin de comprendre dans le mélange des eaux résiduaires les boues de chaux provenant des bains d'épilage, les eaux sont alors légèrement alcalines (0^{gr},55 par litre en carbonate de chaux). Ces eaux diluées peuvent être épurées directement sur lits bactériens de contact. Nous avons obtenu sur d'autres échantillons les résultats suivants :

	PERTE au rouge	OXYDABILITÉ au per- manganate	CARBONE organique	AZOTE organique	AMMONIAQUE	NITRATES
	gr.	gr.	gr.	gr.	gr.	gr.
Eau brute diluée au 1/2	"	0,700	1,470	0,104	0,005	"
Effluent du lit de 1 ^{er} contact	"	0,600	0,960	0,081	0,0015	0,006
— — 2 ^e —	"	0,550	0,756	0,042	0,0010	0,020
— — 5 ^e —	"	0,240	0,582	0,024	0,0008	0,025
Eau brute diluée au 1/4	0,910	0,276	0,652	0,052	0,0018	"
Effluent du lit de 1 ^{er} contact	0,850	0,216	0,520	0,052	0,0016	0,009
— — 2 ^e —	0,700	0,160	0,580	0,029	0,0014	0,020
— — 5 ^e —	0,560	0,094	0,204	0,018	0,0007	0,050

Nous avons conseillé à l'industriel de diriger toutes ses eaux résiduaires, y compris les boues des bains d'épilage, dans des bassins de décantation. Ces eaux décantées, diluées dans trois fois leur volume d'eau de la rivière proche, pourraient être épurées assez facilement sur lits bactériens. Par suite de diverses circonstances, nos conseils n'ont pu encore être suivis.

Expériences du D^r Schoofs. — Dans le travail publié par le D^r F. Schoofs, relatant ses expériences de laboratoire sur

l'épuration biologique des eaux résiduaires de tannerie⁽¹⁾, nous ne trouvons malheureusement aucune indication sur le mode de travail de l'usine d'où il a tiré les eaux traitées, ni sur les proportions relatives des eaux résiduaires des différents ateliers. Il indique seulement que « l'eau était trouble, de couleur foncée, son odeur dénotait la présence de matières organiques en décomposition, sa réaction était neutre ou alcaline, jamais acide ».

Les expériences furent divisées en deux séries. Dans la première l'eau brute était directement déversée sur un lit bactérien de premier contact dans lequel elle séjournait deux heures, puis subissait un deuxième contact de même durée sur un autre lit bactérien. Dans la deuxième série, l'eau brute séjournait un certain temps dans une fosse septique, dont on renouvelait le contenu partiellement chaque jour, puis était traitée par deux contacts sur lits bactériens comme précédemment.

Dans la fosse septique, *Schoofs* constata qu'il s'établissait des fermentations avec production d'hydrogène sulfuré et d'ammoniaque.

En examinant les résultats des analyses on remarqua que les eaux ayant séjourné en fosse septique s'épuraient mieux que les eaux brutes, par traitement sur les lits bactériens. Un seul contact s'est montré insuffisant. Au contraire, les effluents du deuxième contact étaient imputrescibles. Nous rapportons ci-contre les nombres, maxima et minima, et les moyennes des résultats analytiques.

Expériences de l'Institut d'hygiène de Hambourg. — Les expériences entreprises sous la direction du *prof. Dunbar* ont montré que des eaux résiduaires de tannerie employant le procédé aux extraits pouvaient être épurées d'une façon satisfaisante par double contact sur lits bactériens, avec deux remplissages par jour et par lit. Le tannin avait complètement disparu; l'oxydabilité était réduite de 75 pour 100 et l'azote organique de 82 pour 100. Les effluents étaient sans odeur et ne manifestaient plus de tendance à la putréfaction.

(1) La *Technologie sanitaire*, 15 juillet 1904.

	OXYGÈNE ABSORBÉ	RÉSIDU SEC	PERTE AU ROUGE	AMMONIAQUE		NITRATES	NITRITES
				LIBRE OU SALINE	ALBUMINOÏDE		
	gr.	gr.	gr.	gr.	gr.	gr.	gr.
<i>Eau brute.</i>							
Maximum	0,515	5,752	4,524	0,080	0,088	»	»
Minimum	0,042	0,752	0,158	traces	traces	»	»
Moyenne	0,422	2,501	0,956	0,028	0,025	»	»
<i>Effluent du lit bactérien de 1^{er} contact.</i>							
Maximum	0,180	5,616	1,444	0,064	0,048	traces	traces
Minimum	0,021	0,698	0,097	0,004	traces	0	0
Moyenne	0,065	1,969	0,448	0,029	0,009	»	»
Réduction moyenne % ₀	43,9	»	49,6	»	»	»	»
<i>Effluent du lit bactérien de 2^e contact.</i>							
Maximum	0,454	4,852	1,400	0,064	0,040	0,0735	0,0025
Minimum	0,014	1,116	0,059	traces	traces	0	0
Moyenne	0,057	2,040	0,447	0,022	0,007	»	»
Réduction % ₀	56,5	»	50,5	»	»	»	»
<i>Effluent du réservoir septique.</i>							
Maximum	0,217	5,580	1,568	0,090	0,018	»	»
Minimum	0,028	0,928	0,281	0,054	0,0025	»	»
Moyenne	0,097	1,625	0,602	0,055	0,0074	»	»
<i>Effluent du lit bactérien de 1^{er} contact.</i>							
Maximum	0,454	5,156	1,568	0,060	0,056	présence	présence
Minimum	0,014	0,782	0,096	0,010	traces	0	0
Moyenne	0,065	1,857	0,448	0,025	0,0084	»	»
Réduction % ₀	46,9	»	50,0	»	»	»	»
<i>Effluent du lit bactérien de 2^e contact.</i>							
Maximum	0,070	2,796	1,556	0,045	0,016	0,087	0,0022
Minimum	0,010	0,904	0,088	traces	traces	0	0
Moyenne	0,042	1,728	0,522	0,0147	0,002	»	»
Réduction % ₀	61,7	»	66,7	»	»	»	»

Expérience de Lawrence (Massachusetts). — Parmi les nombreux essais effectués à la station de *Lawrence, H. W. Clark* a résumé les expériences d'épuration des eaux résiduaires de trois tanneries⁽¹⁾.

Tannerie A. — Préparation et tannage des peaux de moutons. — Le volume des eaux rejetées variait de 91 à 227 mètres cubes par jour. Les eaux étaient très concentrées, colorées par différentes couleurs d'aniline, et contenaient des matières organiques en voie de putréfaction. Comme elles ne renfermaient que rarement des substances antiseptiques, on put obtenir de la nitrification. Il y avait parfois un grand volume de boues riches en graisses et en matières azotées. Les premiers essais de filtration sur un lit de sable de 0^m,60, bien qu'ayant paru donner quelques résultats d'épuration, durent être arrêtés par suite du colmatage produit par les matières en suspension.

Dans une partie du travail de la tannerie, on employait de grandes quantités de chaux et on ajoutait du lait de chaux presque continuellement aux autres eaux résiduaires. Après décantation on constata une précipitation de 60 pour 100 de la matière organique. Le liquide décanté fut alors traité sur un lit de sable de 1^m,20 de profondeur, d'abord au taux de 154 litres, puis de 67 litres, et enfin de 55^l,5 par mètre carré et par jour. Les essais furent commencés en janvier, mais ce n'est qu'en mai que la nitrification apparut. L'effluent était clair et incolore et, lorsque le filtre fonctionnait d'une façon discontinue, on obtenait des résultats satisfaisants qui se maintinrent pendant deux années, comme le montre l'analyse moyenne suivante, en milligrammes par litre :

Sur un autre filtre à sable de même profondeur on traita un

	AMMONIAQUE libre	AZOTE albuminoïde		AZOTE		OXYGÈNE consommé	GRAISSES
		Totale	En solution	Nitrates	Nitrites		
Eau brute décantée.	68,2	25,9	18,5	1,7	0,112	466,6	89,7
Effluent du filtre . .	14,5	2,5	1,2	99,6	0,258	17,9	60,0

(1) 41^e rapport annuel du Massachusetts State Board of Health 1910.

mélange d'une partie d'eau de tannerie et de deux parties d'eau d'égout domestique. On obtint une épuration satisfaisante au taux de 45 et 56 litres par mètre carré et par jour.

Un lit de coke de 0^m,60 de profondeur, en fonctionnement pendant près de deux ans, au taux de 592 à 560 litres par mètre carré et par jour, permit la retenue de 85 pour 100 de l'azote albuminoïde et de 85 pour 100 des matières organiques d'après l'épreuve de l'oxygène consommé. L'effluent avait encore la composition d'une eau d'égout domestique ordinaire et pouvait être épuré facilement à un taux élevé sur filtres à sable. La boue enlevée avec les couches supérieures du lit de coke pouvait être brûlée dans les chaudières de l'usine.

Tannerie B. — Préparation et tannage des peaux de veaux. — Le volume des eaux rejetées dépassait 900 mètres cubes par jour. Les eaux étaient très concentrées, contenant une très forte proportion de matières organiques et étaient généralement colorées par les bains de teinture. Une partie des peaux importées étaient imprégnées de naphthaline pour éviter la putréfaction, naphthaline qu'on retrouvait dans les eaux. Celles-ci contenaient aussi de l'arsenic en solution et en suspension. On employait par mois plus d'une tonne de sulfure d'arsenic qui était mélangée à la chaux pour l'épilage des peaux. Une grande quantité de matières organiques en suspension se déposait en une heure avec l'aide de la chaux et des autres produits chimiques qui se trouvaient dans les eaux. Une proportion considérable de l'arsenic était ainsi précipitée, mais, dans le liquide décanté, il en restait assez pour arrêter la prolifération bactérienne. Ce liquide décanté fut traité sur un lit de sable et sur un lit de coke aux taux moyens respectifs de 56 et 112 litres par mètre carré et par jour, et l'effluent du lit de coke fut traité sur un autre lit de sable au dernier taux.

Le lit de sable donne un effluent généralement satisfaisant; mais la nitrification cessait entièrement lorsque l'eau traitée contenait une plus grande quantité d'arsenic que de coutume. Le lit de coke retenait beaucoup de matières organiques et généralement tout l'arsenic. Quand l'eau contenait tellement d'arsenic qu'on n'y trouvait que quelques centaines de bac-

léries, l'effluent renfermait plusieurs millions de bactéries par centimètre cube. Le second filtre à sable, recevant l'effluent du lit de coke, donnait uniformément une bonne nitrification et épuration.

Les résultats sont donnés par le tableau suivant en milligrammes par litre :

	AMMONIAQUE		AZOTE		OXYGÈNE consommé	BACTÉRIES par cc.
	libre	albumi- noïde	Nitrates	Nitrites		
Eau résiduaire.	40,9	47,0	0,0	0,0	405,0	"
Effluent du filtre à sable . . .	25,6	6,1	7,4	0,515	101,2	589,260
— du lit de coke.	27,6	7,7	1,2	0,249	105,7	457.000
Effluent du lit de coke filtré au sable	4,2	1,1	19,7	0,167	55,2	87,600

On a recherché à cette occasion les méthodes de retenue de l'arsenic et on a trouvé que la filtration au coke permettait de l'éliminer complètement. Ce résultat était dû probablement à la présence de fer dans le coke, car on l'obtenait aussi en faisant passer l'eau résiduaire sur des fils ou de la tournure de fer. Les résultats moyens de l'élimination de l'arsenic par le lit de coke sont en As^2O^5 .

Eau résiduaire complète.	0 ^{gr} .085447	par litre
— décantée	0 ^{gr} .016757	—
Effluent du lit de coke	0 ^{gr} .000825	—

Généralement, l'effluent du lit de coke ne contenait plus d'arsenic, mais occasionnellement, si le lit en recevait une trop grande quantité ou si le déversement d'eau résiduaire était plus abondant, il en passait quelque peu. On a reconnu que la plus grande partie de l'arsenic était retenue dans les couches superficielles du lit, ainsi :

Partie supérieure du lit 0 ^m 10 de coke.	0,564	0,00	en As^2O^5
— médiane	—	0,066	—
— inférieure	—	0,020	—

Tannerie C (Lavage de laines, lavage des peaux, tannage, teinture). — Aux eaux produites par ces opérations se joignaient celles des water-closets de 500 ouvriers; le tout était reçu dans une série de bassins de décantation. Par temps hu-

mide, la dernière eau de lavage de laines était envoyée à la rivière ; mais, quand le débit était faible, cette eau était employée pour le lavage des peaux. Après lavage, la laine était rincée avec 2270 mètres cubes d'eau par jour. Les eaux les plus polluées venaient de la fabrication de la colle dont le volume atteignait 100 mètres cubes par jour, contenant de la chaux, des déchets de peaux, et, à jours alternés, de l'acide sulfurique. Le volume total des eaux d'égout et des eaux sortant des bassins de décantation variait de 1462 à 1716 mètres cubes par jour.

Deux filtres à sable de 1^m,50 de profondeur reçurent l'un (filtre n° 1), les eaux résiduaires de la préparation du cuir, l'autre (filtre n° 2), les précédentes mélangées à une proportion considérable d'eau de lavage de laines, pendant trois mois, au taux de 286 litres par mètre carré et par jour. Ayant obtenu de bons résultats de part et d'autre, on appliqua le mélange des eaux au filtre 1 au taux de 590 litres par mètre carré et par jour pendant deux mois. L'effluent était beaucoup plus coloré, mais la nitrification fut plus active qu'auparavant.

Après quelques années le volume des eaux s'accrut et atteignait 1960 mètres cubes par jour. La quantité de boues retirée en 1901 des bassins de décantation fut de 155 mètres cubes.

Les expériences de 1904 montrèrent qu'on peut épurer les eaux résiduaires de tannerie sur filtres à sable au taux de 90 litres.

En 1907, les expériences furent reprises pour le traitement des effluents des bassins de décantation. Le travail de l'usine à cette époque s'opérait de la façon suivante : Les peaux étaient passées à la vapeur et trempées pour les assouplir ; la face intérieure était recouverte d'une bouillie contenant l'arsenic. Les peaux étaient alors pliées, la surface recouverte à l'intérieur, et enfermées pour la nuit dans une salle chaude et humide. Les peaux étaient épilées puis lavées. L'eau résiduaire contenait pratiquement tout l'arsenic, mais elle était mélangée avec les autres eaux résiduaires de l'usine. On supposait que l'arsenic empêcherait la nitrification et par suite d'obtenir une bonne épuration par filtration.

Un filtre à sable de 1^m,20 de profondeur fut mis en fon-

tionnement pendant deux mois au taux de 84 litres par mètre carré et par jour. Ensuite les eaux résiduaires étaient d'abord reçues au taux de 592 litres par mètre carré et par jour, dans un lit de 0^m,60 de profondeur formé de 1 partie de tourneur de fer et 5 parties de coke, où on leur faisait subir un contact de deux heures. La nitrification n'apparut importante dans le filtre à sable que lorsqu'on y traita l'effluent du lit de contact. Le début de la nitrification à ce moment fut probablement une coïncidence, car les autres expériences semblent montrer qu'elle peut s'établir sans le concours du lit de contact. De plus, les nitrites furent abondants dans le filtre à sable avant qu'on y traitât l'effluent du lit de contact. La proportion d'arsenic dans l'eau résiduaire était faible, en moyenne seulement 1 milligramme 5 par litre ; le lit de contact en retenait pratiquement 54 pour 100.

On traita aussi sur un filtre à sable l'eau d'égout de *Lawrence*, à laquelle on ajouta des doses croissantes de 0,1 à 500 milligrammes d'arsenic par litre. L'effluent du filtre contenait environ 6 pour 100 de l'arsenic de l'eau d'égout.

De ces expériences il paraît résulter qu'avec de bons filtres à sable alimentés à un taux raisonnable, on doit obtenir une bonne nitrification, même lorsque l'eau résiduaire contient des quantités considérables d'arsenic, l'arsenic s'accumulant dans les couches superficielles du sable. Il sera toutefois préférable de faire passer l'eau résiduaire, après décantation, sur un lit de coke qui donnera une épuration partielle et la retenue d'une proportion considérable de l'arsenic des eaux avant leur admission sur les filtres à sable.

Un filtre de 1^m,80 de profondeur, composé de pierres cassées, donna en 1909 un effluent bien nitrifié, stable et pratiquement sans odeur, au taux de 560 à 1680 litres par mètre carré et par jour.

Expériences du Dr Heim ⁽¹⁾. — Grâce à une subvention de la Caisse des Recherches scientifiques, le *Dr Heim* a entrepris, avec la collaboration de *MM. Fauré-Frémiet, A. Hébert, Moussu, Sartory et Schaffer*, des recherches sur des eaux résiduaires de types bien définis, suivant un programme très détaillé.

(1) *Loc. cit.*

En 1909, les recherches ont porté sur les eaux de tannerie, reverdissage et épilage au sulfure de sodium ; en 1910 sur les eaux arsenicales de mégisserie et sur la nocivité des eaux de reverdissage et d'épilage au sulfure de sodium.

Nous avons déjà donné plus haut la composition type de ces eaux, d'après les analyses du *D^r Heim*.

Des essais d'épuration des *eaux de reverdissage*, abstraction faite du prix de revient des divers procédés, l'auteur tire les conclusions suivantes :

« A moins de prolonger, pendant une durée incompatible avec les nécessités de la pratique industrielle, les fermentations aérobies ou anaérobies, il est impossible d'obtenir, à l'aide de ces seules fermentations, une purification suffisante

« L'épuration obtenue par filtration directe sur lits bactériens de contact et celle obtenue par filtration consécutive à une fermentation préalable amènent l'eau à un état très satisfaisant quant à ses propriétés organoleptiques, mais beaucoup moins satisfaisant quant à la composition chimique. L'emploi préalable de la fosse septique permet une diminution considérable des matières organiques sur lit bactérien, ce qui ne se produit pas par amenée directe de l'effluent sur lit bactérien ; mais l'azote total ou ammoniacal ne subit pas de diminution intéressante sur lit bactérien, avec ou sans fosse septique ; la nitrification y reste faible. L'épuration microbienne par lits bactériens atteint un taux parfaitement acceptable, mais les résultats d'épuration biologique restent, pour l'eau considérée, inférieurs à ceux fournis par l'épuration chimique, au double point de vue de la composition chimique de l'eau et de sa richesse microbienne. »

Les expériences du *D^r Heim* sont très minutieusement rapportées, mais elles nous paraissent insuffisamment discutées. Il eût été intéressant par exemple de savoir quel but poursuivait l'auteur en faisant subir aux eaux, d'abord une fermentation aérobie (séjour en vase ouvert, le liquide ayant 7 centimètres d'épaisseur) plus ou moins prolongée (1 jour et 5 jours), puis une fermentation anaérobie en flacon hermétiquement bouché plus ou moins prolongée (1 jour et 5 jours) et enfin 5 contacts de deux heures en lit bactérien. La succession de ces trois opérations n'a jamais encore été proposée,

que nous sachions, et on se contente généralement soit d'un séjour en fosse septique suivi d'une épuration sur lit bactérien, soit d'une décantation simple ou multiple suivie aussi d'une épuration sur lit bactérien. Comme matériaux de lits bactériens il est regrettable que les scories n'aient pas été expérimentées, car, de l'avis général, ce sont elles qui donnent les meilleurs résultats. Le sable devait, avec des eaux contenant une assez forte proportion de matières colloïdales, être rapidement colmaté; le coke est un bien mauvais matériel et est rarement employé; la terre est très difficile à tasser uniformément dans un petit tube d'un décimètre carré de surface; enfin la tourbe ne peut être expérimentée que dans un lit de dimensions bien plus grandes.

Le *D^r Heim* ne donne aucune indication sur la durée de ses essais; or, on sait que, pour les fosses septiques comme pour les lits bactériens, il y a toujours un certain temps de maturation pendant lequel l'épuration est souvent imparfaite. Certains résultats analytiques ne paraissent pas facilement explicables: ainsi, pendant la fermentation aérobie prolongée (5 jours), la proportion d'acide sulfurique passe de 54 à 110 milligrammes par litre. L'augmentation est moins forte pendant la fermentation anaérobie prolongée: 14 milligrammes seulement. Dans la fermentation anaérobie prolongée, le carbone tombe de 267 à 14 milligrammes; nous n'avons jamais observé un résultat aussi remarquable qu'une épuration de près de 95 pour 100 en fosse septique.

Ces expériences nous paraissent constituer seulement une première série, et nous espérons que le *D^r Heim* pourra les continuer et les compléter par d'autres dont les résultats lui permettront d'appuyer ses conclusions sur des bases plus solides.

Les *eaux d'épilage au sulfure de sodium* ont un caractère tout à fait particulier par leur concentration et par la présence de proportions considérables d'hydrogène sulfuré (10 grammes par litre environ).

Leur traitement chimique, que le *D^r Heim* décompose un peu arbitrairement, semble-t-il, en clarification physico-chimique pour la chaux et en épuration par réactifs chimiques pour les autres produits expérimentés, a été effectué en ajou-

tant « les substances en quantité suffisante pour ne plus produire de précipité et pour faire disparaître l'odeur caractéristique des eaux. » A priori, la chaux devait précipiter une partie des matières organiques et laisser intact le sulfure de sodium. C'est ce qu'a trouvé le *D^r Heim* ; mais nous ne voyons pas les raisons de diminution de l'ammoniaque de 81 à 45 milligrammes par litre qu'il a constatée. Les autres réactifs chimiques employés furent le sulfate ferrique, le sulfate d'alumine, le mélange sulfate ferrique et chlorure de chaux, le permanganate de chaux, l'hypochlorite de soude. Puisque la question du prix de revient ne paraît pas, par ce choix, avoir été envisagée, il y a lieu de se demander pourquoi les réactifs n'ont pas été ajoutés en quantités suffisantes pour supprimer complètement l'hydrogène sulfuré au lieu de se contenter de le réduire de 24 à 66 pour 100 environ suivant les produits. Il est vrai qu'il faudrait employer des quantités véritablement énormes qui rendraient le procédé inapplicable dans la pratique, ce qui, du reste, pouvait être prévu par les résultats de l'analyse. Par contre, le procédé à l'argile semble très intéressant dans ce cas. Il consiste à agiter l'eau résiduaire avec de l'argile, puis à ajouter un acide jusqu'à acidification, enfin à filtrer ou décantier. Plus de 90 pour 100 de l'hydrogène sulfuré est éliminé. Après l'épuration, l'eau se trouble de plus en plus, en déposant du soufre colloïdal qu'on peut coaguler par la chaux et recueillir.

Les essais d'épuration par les procédés biologiques ont été conduits comme nous l'avons dit plus haut pour les eaux de reverdissage; cependant on a ajouté un filtre formé de tournure de fer sur $\frac{2}{5}$ de la hauteur de la colonne, et de sable pour le $\frac{1}{5}$ restant.

Les conclusions données par l'auteur sont les suivantes :

« Les fermentations aérobies ou anaérobies ne font subir aucun changement notable à ces eaux, du moins dans les limites d'une durée compatible avec les exigences de la pratique; leur teneur élevée en sulfure entrave les processus fermentatifs de désintégration moléculaire.

« La filtration directe sur les lits bactériens, celle obtenue par filtration consécutive à une fermentation préalable, ne produisent qu'une épuration chimique totale insuffisante : la

teneur en hydrogène sulfuré reste élevée, et provoque un arrêt des actions biologiques se traduisant par le maintien d'une teneur très élevée de l'eau en matières azotées; la proportion des colloïdes reste la même qu'avant l'épuration.

« Le procédé d'épuration à l'argile, suivi d'un passage sur charbon et craie, fournit une eau neutre, limpide, privée d'hydrogène sulfuré. A défaut de ce procédé coûteux, l'emploi de réactifs chimiques permet l'obtention d'une épuration suffisante, épuration tout au moins préalable, et à compléter par une épuration biologique subséquente; la récupération du soufre pourra réduire d'une manière appréciable les frais forcément très lourds d'épuration de ces eaux d'épilage. »

Ces résultats négatifs d'essais d'épuration biologique des eaux dont il s'agit ne sont pas pour nous surprendre. D'expériences entreprises il y a douze ans par l'un de nous et publiées en 1908 (1), nous avons conclu que, jusqu'à 200 milligrammes par litre, les sulfures ne nuisent pas à la nitrification; à 500 milligrammes la nitrification est arrêtée. Les sulfures sont oxydés probablement par une action microbienne, car l'oxydation diminue en même temps que la nitrification. — Il n'est pas noté que, dans ces expériences, la proportion de sulfates soit augmentée. D'autre part, on a reconnu depuis bien longtemps que l'hydrogène sulfuré, même en quantités moyennes comme on en trouve dans les eaux d'égout, entrave pour le moins l'épuration, et bien des constructeurs ont imaginé des dispositifs pour éviter la production d'hydrogène sulfuré dans les eaux pendant le traitement préliminaire avant l'épuration proprement dite sur lits bactériens. Peut-être en combinant une précipitation chimique, même imparfaite, avec une dilution et un traitement sur lit bactérien, aurait-on obtenu de meilleurs résultats d'épuration.

Les *eaux résiduaires de mégisserie* (voir page 89 la composition chimique type), contenant de l'arsenic, ont été aussi expérimentées et le *D^r Heim* donne les conclusions suivantes :

« L'épuration des eaux arsenicales de mégisserie par les méthodes biologiques habituelles est à écarter; les fermentations aérobies et anaérobies ne s'établissent pas, les pas-

(1) *Ces Recherches*, 5^e volume.

sages sur lits bactériens restent complètement inefficaces; aucun organisme ne peut vivre dans les eaux telles qu'elles sont rejetées par les effluents des usines. La clarification physico-chimique par la chaux laisse en dissolution la plus grande partie de l'arsenic; la purification par les réactifs chimiques d'un prix abordable possède l'avantage de diminuer les matières azotées et de détruire l'hydrogène sulfuré, mais la majeure partie de l'arsenic reste en dissolution dans l'eau. La filtration physique amène la dissolution, réelle mais insuffisante, des matières azotées et de l'hydrogène sulfuré; elle provoque la fixation de la presque totalité de l'arsenic. La filtration chimique donne de meilleurs résultats, surtout par l'emploi du bioxyde de manganèse. Outre les avantages présentés par l'épuration à l'aide des réactifs chimiques, elle provoque la rétention de la presque totalité de l'arsenic.

« Enfin, en combinant à la fois la filtration chimique et l'épuration à l'aide des réactifs chimiques, notamment à l'aide du sulfate ferrique, on obtient une eau possédant les qualités requises pour pouvoir être évacuée sans dommages appréciables; les matières azotées et l'ammoniaque ne s'y trouvent plus qu'en faibles proportions, et les autres éléments nocifs, hydrogène sulfuré et arsenic, ont presque intégralement disparu.

« Les frais d'épuration doivent être couverts par la récupération de l'arsenic retenu sur les matières filtrantes. »

Le *D^r Heim* recommande donc de filtrer les eaux sur sable, coke, tourbe (filtration physique) ou sur bioxyde de manganèse (filtration chimique), puis de les traiter par le sulfate ferrique, 5 ou 4 kilogrammes par mètre cube; par contre, il rejette complètement les procédés biologiques. Nous avons vu plus haut (page 102) que *H. W. Clark* était sur ce dernier point d'un avis différent et nous avons rapporté des résultats moyens d'analyses qui le démontrent.

Angleterre. — Si on excepte les expériences que nous venons de relater, nous ne trouvons de travaux concernant le traitement et l'épuration des eaux résiduaires de tannerie que dans les ouvrages ou périodiques anglais.

D'après *C. C. James* (1) les eaux résiduaires de tannerie sont des plus difficiles à épurer. Elles ne peuvent être traitées par

les procédés biologiques et on doit recourir à la précipitation chimique après élimination, au moyen de grilles, des matières flottantes. On emploie généralement le sulfate d'alumine sous la forme commerciale d'aluminoferrite. Les eaux étant fortement alcalines, il se produit par l'addition de ce réactif un précipité dense qui entraîne, avec les matières en suspension, une partie des matières organiques, en produisant la décoloration partielle des eaux. Les eaux ainsi traitées sont encore très polluées et ne peuvent être déversées dans les rivières que si on peut ainsi les diluer beaucoup.

Dans son rapport sur les industries des peaux, paru en 1902, *M. Maclean Wilson* estime que les eaux résiduaires produites dans ces usines, à part quelques exceptions, sont similaires et exigent un traitement analogue. Le volume des eaux évacuées est comparativement faible. Ainsi, une des plus grandes tanneries du *West Riding* rejette environ 272 mètres cubes d'eaux usées par jour, dont une forte proportion provient de la teinture. Une autre, dans laquelle on tanne environ 1000 peaux par semaine, rejette seulement 156 mètres cubes d'eau par jour. Une troisième, dans laquelle on tanne 60 peaux par semaine, emploie 14 mètres cubes d'eau par jour, et dans la grande majorité des tanneries le volume est plus près du dernier nombre que du premier. Pour les fabriques de pelleteries, il y en a peu qui rejettent plus de 45 mètres cubes par jour. Dans l'une, où on travaille 90 peaux par jour, on emploie 8 mètres cubes environ d'eau. Dans les autres branches de l'industrie des peaux, le déversement d'eau résiduaire est très faible et intermittent : ainsi un corroyeur estime que, pour un fort travail, il ne rejette que de 900 à 1560 litres d'eaux résiduaires par jour.

L'épuration complète d'un liquide si complexe et si fortement chargé en matières organiques n'est pas chose facile et il est heureux, dit *Maclean Wilson*, que la plupart des tanneries soient reliées aux égouts du district où les eaux résiduaires se mélangent aux eaux d'égout et le tout est épuré dans une station. C'est, dit-il, la meilleure solution de ce problème.

Il faut remarquer cependant que les eaux résiduaires de

(¹) *Oriental drainage*, Bombay, 1902.

tanneries augmentent la difficulté d'épuration des eaux d'égout avec lesquelles elles sont mélangées. Cela a été observé à *Handworth*. On a exigé des tanneurs de ne rejeter les eaux dans les égouts qu'à des moments déterminés.

Pour éviter cet inconvénient et aussi l'envasement des égouts, il est nécessaire que les eaux résiduares de tannerie subissent un traitement approprié avant d'être rejetées. Il peut aussi être nécessaire, dans quelques cas, d'ajouter les eaux d'un réactif pour enrayer la putréfaction et éviter les odeurs. On retiendra d'abord les matières en suspension et on réglera l'écoulement de façon à mélanger les eaux résiduares d'une manière uniforme avec les eaux d'égout.

Lorsque le tanneur est obligé d'épurer ses eaux résiduares, la meilleure méthode est l'irrigation terrienne qui a donné des résultats satisfaisants en beaucoup d'endroits. Dans quelques cas, où la surface utilisable est peu étendue comparativement au volume des eaux à épurer, les résultats sont insuffisants; on peut alors opérer la précipitation chimique. Dans tous les cas, on retiendra les matières en suspension par décantation.

L'irrigation des prairies est avantageuse lorsque le volume d'eau irrigué n'est pas trop grand.

A défaut de surfaces irrigables, on effectuera la précipitation par l'alun ou les sels de fer et on filtrera le liquide décanté par des scories. Le plus souvent les résultats sont mauvais, car les filtres sont insuffisants.

D'après *Maclean Wilson*, les méthodes biologiques d'épuration sembleraient être bien adaptées à ces eaux qui contiennent de grandes quantités de matières organiques; cependant on peut penser qu'étant beaucoup plus chargées que les eaux d'égout, leur traitement devra être étendu en proportion.

Depuis, au cours de l'enquête entreprise par la « Royal Commission », *M. Maclean Wilson* déclare : « Dans le cas des tanneries, je pense pouvoir affirmer que nous n'avons trouvé aucune méthode efficace, excepté la précipitation chimique suivie d'irrigation terrienne ou cette dernière seule. Heureusement les seuls tanneurs qui ont leurs usines non reliées aux égouts dans le « West Riding » en sont peu préoccupés, mais je pense que leurs eaux résiduares seraient bien épurées par

irrigation terrienne. Il n'en est pas de même des pelletiers : un grand nombre ne traitent pas leurs eaux résiduaires d'une façon efficace. Ils se contentent de décanter les boues de chaux et de filtrer grossièrement les eaux ; l'effluent est loin d'être satisfaisant. On peut, par décantation, éliminer la chaux en suspension et épurer le liquide clair par filtres percolateurs. »

Devant la même Commission, *M. Seudder* dit qu'il préfère traiter les eaux résiduaires de pelleteries par précipitation chimique plutôt que par fosse septique avant l'épuration sur les lits bactériens, car on peut alors évacuer les boues assez rapidement pour éviter les nuisances. Lorsqu'on a des surfaces de terrains suffisantes, l'irrigation sur le sol est le procédé le plus efficace.

La 1st *Rivers Pollution Commission* rapporta que les produits nuisibles dans les eaux résiduaires de tannerie ne peuvent, ni être retenus mécaniquement, ni précipités par un réactif chimique, mais qu'ils peuvent être chimiquement brûlés ou oxydés par irrigation terrienne.

Hugh P. Raikes (¹) estime que les eaux résiduaires de tannerie peuvent être pratiquement considérées comme des eaux d'égout très concentrées et épurées par les mêmes méthodes ; mais lorsque ces eaux ne peuvent être diluées dans un volume beaucoup plus grand d'eaux d'égout ordinaires, l'épuration par traitement bactérien est grandement facilitée en précipitant d'abord les matières en suspension par le sulfate de fer et la chaux, cette dernière étant ordinairement fournie par les pelains. Ces eaux sont très difficiles à épurer séparément, à cause de la grande concentration des impuretés et des quantités importantes de boues très offensives, dont la décomposition rapide cause une nuisance considérable. Aussi est-il préférable d'évacuer ces eaux dans les égouts lorsque cela est possible ; l'augmentation des frais d'épuration pour l'épuration de la totalité des eaux d'égout est alors beaucoup moins importante que la dépense dans chaque usine ; il est cependant désirable, dans tous les cas, de réduire la proportion des matières en suspension par une précipitation préliminaire.

A *Kenilworth*, les eaux d'égout contenant une forte pro-

(¹) *The design, construction and maintenance of Sewage disposal works.* London, 1908.

portion d'eaux résiduaires de tannerie peuvent être épurées par le traitement bactérien, à la condition que ces dernières soient évacuées sous un débit uniforme pour éviter les grandes variations de volume et de composition des eaux à traiter.

D'après son enquête sur le traitement des eaux résiduaires en Angleterre, *Schiele* ⁽¹⁾ a rapporté les faits suivants :

Pour éviter les difficultés qu'occasionnent les eaux résiduaires de tannerie dans l'épuration des eaux d'égout auxquelles elles sont mélangées, on considère en Angleterre qu'un traitement préalable est indispensable. On impose d'abord la construction d'un bassin dont le volume doit être au moins égal à la quantité totale d'eaux résiduaires évacuées par jour : certaines villes exigent même que ce bassin ait un volume double de cette quantité. Les matières en suspension s'y déposent, et l'eau doit être évacuée lentement et peu à peu dans l'égout. Dans d'autres villes, telles que *Brighouse* et *Liversedge*, les eaux de tannerie doivent subir au préalable une précipitation chimique. A *Bolton*, les eaux de tannerie ont rendu très difficile l'épuration des eaux d'égout par voie chimique. Les tanneries de cette ville, ne possédant aucun bassin collecteur pour leurs eaux résiduaires, évacuaient en une fois, tantôt leurs eaux alcalines d'épilage, tantôt leurs eaux acides de tannage, ce qui rendait souvent inefficace l'épuration chimique.

Dans quelques villes anglaises, notamment à *Chorlay* et à *Handsworth*, on traite à part les eaux résiduaires de tanneries,

A *Chorlay*, les eaux d'une tannerie et celles de l'abattoir sont amenées une fois par semaine seulement dans un bassin spécial, car la purification ordinairement employée, par l'alun de fer, est ici insuffisante. On y ajoute les eaux chargées de chaux qui viennent des presses à boues, et on additionne le tout d'une forte quantité d'alun de fer et de lait de chaux. Les eaux décantées passent alors au filtre à polarite. A *Handsworth*, les eaux de tannerie, qui ne représentent cependant que 5 pour 100 de la quantité totale d'eau d'égout, ont complètement colmaté les lits bactériens, à cause de l'absence de bassins de décantation dans les tanneries. Aussi a-t-on disposé,

⁽¹⁾ *Abwasser .Beseitigung von Gewerben und gewerbereichen Städten*. Berlin. 1902.

comme à *Chorlay*, des bassins spéciaux pour le traitement de ces eaux : les tanneries évacuent leurs eaux à jour et à heure fixes : on les envoie dans ces bassins et on procède à la précipitation chimique.

A *Sheffield*, où les eaux de tannerie se mélangent à des eaux d'industries métallurgiques, il n'était pas rare de voir les eaux arriver à la station d'épuration sous l'aspect d'un fleuve d'encre; l'épuration par la chaux donnait des eaux encore noires. Ces inconvénients ont disparu depuis qu'on a imposé l'établissement de bassins collecteurs d'eaux résiduaires dans ces industries : les eaux de la ville, mélangées à ces eaux industrielles, s'épurent par voie biologique, sans difficultés.

Quand les tanneries sont isolées, on peut épurer leurs eaux résiduaires en les laissant décanter, avec ou sans précipitation chimique, et en soumettant l'effluent à l'épandage si on dispose de terrains convenables à proximité. Pour soumettre ces eaux à l'épuration biologique, il est indispensable d'en éliminer la chaux et certains antiseptiques, tels que les sels de chrome, etc. Les lits bactériens à double contact semblent préférables aux lits percolateurs, car le contact de ces eaux, riches en produits chimiques, doit être assez prolongé pour être efficace : on ne doit faire que deux chargements par jour au lieu de trois.

Dans deux grosses tanneries du *Cheshire*, l'épuration se fait de la façon suivante et elle donne de bons résultats : les eaux acides de tannage sont réunies dans un bassin et additionnées de 9 kilogrammes de sulfate de fer par mètre cube. Le liquide, noir comme de l'encre, est évacué dans un bassin de clarification, où l'on fait arriver en même temps un volume double d'eaux alcalines d'épilage. Il se produit une précipitation immédiate. Toute la masse est alors passée aux filtres-presses et l'effluent est épuré par voie biologique.

Les boues des bassins de décantation des tanneries constituent un engrais de grande valeur.

Conclusions. — De cette étude il ressort nettement que l'épuration des eaux résiduaires de tannerie est un problème extrêmement difficile à résoudre. Nous pensons cependant que, si l'on ne peut pas espérer un résultat aussi parfait que celui

qu'on peut obtenir avec bien d'autres eaux résiduaires industrielles, on peut cependant arriver à une épuration suffisante pour que l'effluent, rejeté dans une rivière d'un certain débit, n'y cause pas de ravages sur les poissons. Il ne faut pas oublier, ce que nous avons fait remarquer ainsi que d'autres auteurs, que le volume d'eau résiduaire évacué par une tannerie est généralement assez faible.

Pour atteindre au but désiré, il faut d'abord s'efforcer d'obtenir une eau d'une composition moyenne. Avec les méthodes de travail actuelles en tannerie cela serait difficile; mais il nous paraît que, par une combinaison ingénieuse de renouvellement plus fréquent ou convenablement réglé des bains, qu'on recueillerait dans un bassin de suffisantes dimensions, on puisse obtenir un mélange aussi parfait que possible des eaux des divers ateliers. Ce mélange procurerait cet avantage que, de la réaction de tous ces produits, résulterait un commencement d'épuration et une première décantation.

Cette première phase devrait être réalisée tout d'abord quelle que fût la destinée ultérieure des eaux résiduaires, qu'on les écoule directement à l'égout ou qu'on doive les épurer.

Dans ce dernier cas, le mélange décanté devra fournir des eaux légèrement alcalines, ce qu'on obtiendra toujours en ajoutant, s'il est nécessaire, les boues de chaux des pelains ou même de la chaux en supplément. L'addition d'un sel d'alumine ou d'un sel ferrique donnera lieu ensuite à une abondante précipitation.

Les eaux ainsi clarifiées pourront, quelle que soit leur concentration, être épurées par irrigation terrienne. Mais ici il ne peut plus être question de s'en rapporter aux surfaces exigées pour l'irrigation des eaux d'égout : ces surfaces devront être beaucoup plus considérables et les déversements d'eaux résiduaires sur la terre moins rapprochés. Il va sans dire que les terrains destinés à l'irrigation devront avoir toutes les qualités requises pour obtenir une bonne épuration et qu'il n'y aura à redouter aucun danger de contamination de la nappe aquifère sous-jacente.

Lorsque les eaux ne seront pas très concentrées, ou lorsque les terrains irrigables feront défaut, les eaux concentrées étant alors diluées, on pourra utiliser les méthodes biologiques par

les lits bactériens à percolation ou par les lits de contact. L'expérience fixera sur les volumes à traiter par mètre carré de surface de lit bactérien.

Mention spéciale doit être faite des eaux renfermant de l'arsenic qu'on éliminera en traitant les eaux par un sel de fer, ou en les filtrant sur des rognures de fer ou sur des composés contenant ce métal.

VALEUR AGRICOLE DES TOURTEAUX D'ÉPURATION DES EAUX RÉSIDUAIRES DE PEIGNAGES DE LAINES

Nous avons exposé, dans le précédent volume de *Ces Recherches*¹, les résultats obtenus par l'emploi des tourteaux d'épuration des eaux résiduaires de peignages de laines comme engrais sur les betteraves et les pommes de terre. Ces études ont été étendues cette année aux céréales, et des cultures expérimentales ont été entreprises à ce sujet dans la halle de végétation de l'Institut Pasteur de Lille. Comme l'année précédente, ces recherches ont été faites en pots, par les méthodes de *Wagner* : nous avons expérimenté sur quatre échantillons de tourteaux dont la teneur en azote était la suivante :

Tourteau n° 1	5,9 pour 100
— n° 2	4,2 —
— n° 4	5,6 —
— n° 6	6,2 —

Les essais ont été faits sur l'orge, le blé et l'avoine, et nous avons procédé aux expériences suivantes, chaque série comprenant deux pots semblables.

- 1^{re} série. Témoin sans engrais.
 2^e — 3 décigr. d'azote sous la forme de boues n° 1 venant du peignage.
 3^e — — — — — n° 2 —
 4^e — — — — — n° 4 —
 5^e — — — — — n° 6 —
 6^e — sulfate d'ammoniaque.
 7^e série : Engrais complet comprenant :
 3 décigr. d'azote sous la forme de sulfate d'ammoniaque ;
 3 — d'acide phosphorique sous la forme de superphosphate ;
 3 — de potasse sous la forme de sulfate de potasse.

(1) Voir tome VII de *Ces Recherches* page 285.

Les semailles ont eu lieu le 4 mars et la récolte s'est faite le 1^{er} août. Les épis ont été séparés et battus : on a ainsi déterminé le poids du grain. La paille provenant des épis a été jointe à la paille de chaque essai et on a obtenu ainsi le poids total de la paille. Les résultats de ces expériences sont réunis dans les tableaux suivants, qui indiquent le poids des diverses récoltes en grammes par pot.

1^o ORGE

	Poids du grain.	Poids de la paille.	Poids total.
Sans engrais	9,57	15,67	25,04
Tourteau n° 1	12,45	17,05	29,50
— n° 2	11,42	16,40	27,82
— n° 4	9,85	15,75	25,60
— n° 6	11,70	17,50	29,20
Sulfate d'ammoniaque seul . .	11,5	25,05	54,55
Engrais complet	12,2	24,75	56,95

2^o BLÉ

	Poids du grain.	Poids de la paille.	Poids total.
Sans engrais	6,1	17,4	25,5
Tourteau n° 1	8,6	17,8	26,4
— n° 2	8,0	17,0	25,0
— n° 4	10,0	17,4	27,4
— n° 6	6,5	16,7	23,2
Sulfate d'ammoniaque seul . .	9,0	19,7	28,7
Engrais complet	9,5	20,5	50,0

3^o AVOINE

	Poids du grain.	Poids de la paille.	Poids total.
Sans engrais	8,25	17,5	25,75
Tourteau n° 1	11,55	25,5	26,85
— n° 2	12,07	24,85	56,95
— n° 4	10,65	21,75	52,40
— n° 6	10,07	25,57	55,64
Sulfate d'ammoniaque seul . .	11,72	27,9	59,62
Engrais complet	12,00	28,17	40,17

Envisagés dans leur ensemble, ces résultats montrent que les tourteaux ont toujours exercé une action efficace sur le rendement en grain; l'action sur le rendement en paille est variable, mais elle est en général favorable, quoique moins accentuée que l'action sur le grain.

Si nous examinons maintenant l'influence de ces tourteaux sur les diverses cultures, nous voyons que les boues n° 1, 2 et

6 augmentent considérablement la récolte en grain de l'orge. Les boues n° 4 agissent également, mais plus faiblement. Pour les boues n° 1, 2 et 6, l'action sur le rendement en grain est même supérieure à celle que donne une dose égale d'azote introduite sous la forme de sulfate d'ammoniaque et elle atteint à peu près celle que donne l'engrais complet. Pour la paille, tous les tourteaux donnent une augmentation de rendement sur le témoin, mais cette augmentation est moins sensible que pour le grain et elle reste toujours au-dessous de celle qu'on obtient avec le sulfate d'ammoniaque ou l'engrais complet.

Pour le blé, nous voyons que le rendement en grain est augmenté partout en présence des tourteaux : celui qui agit le mieux est ici le n° 4 ; celui qui agit le moins est le n° 6. A part le n° 4, les autres tourteaux ont cependant donné toujours un rendement en grain inférieur à celui que donnent le sulfate d'ammoniaque et l'engrais complet. L'action des tourteaux sur la production de paille paraît peu sensible, mais il y a lieu de faire quelques réserves au sujet de ces derniers résultats, une légère atteinte de rouille ayant certainement diminué le poids de la paille.

Pour l'avoine, les résultats sont aussi nets que pour l'orge. Tous les tourteaux donnent des augmentations très sensibles de rendement en grain, augmentation qui atteint parfois et dépasse même celle que donne le sulfate d'ammoniaque ou l'engrais complet. L'augmentation de rendement en paille est également très accentuée, quoique moins importante que celle des séries à sulfate d'ammoniaque ou à engrais complet.

Nous pouvons donc conclure de ces études que les tourteaux dégraissés provenant de l'épuration des eaux résiduaires des peignages de laine sont susceptibles de donner de bons résultats pratiques comme engrais sur le blé, l'orge et l'avoine. La production du grain surtout est améliorée par l'emploi de ces tourteaux et les résultats sont voisins en général de ceux qu'on obtient avec une dose correspondante d'azote sous la forme de sulfate d'ammoniaque.

CHAPITRE VII

A. — ÉLIMINATION DES MATIÈRES EN SUSPENSION

Décantation dans un appareil expérimental Imhoff ⁽¹⁾.

Des expériences de décantation par écoulement vertical de l'eau d'égout brute ont été effectuées à la *Spring Garden testing Station, de Philadelphie*, au moyen d'un petit appareil *Imhoff* représenté en coupe dans la figure ci-contre (fig. 5).

Première expérience. — En juillet 1909, on mit en service un premier appareil *Imhoff*, composé d'un bassin cylindrique en bois de 1^m,50 de diamètre et de 1^m,50 de profondeur et, pendant six semaines, il fonctionna avec une retenue des liquides de une heure. Dans le but de hâter l'accumulation de la boue, on mit dans l'appareil 28 litres de boues humides. L'eau d'égout contenait en moyenne 0^{gr},255 de matières en suspension par litre; l'effluent n'en renfermait plus que 0^{gr},065, soit une retenue de 65 pour 100 des boues.

Mais l'effluent avait une composition très irrégulière et on n'aurait pas pu le distribuer sur un lit bactérien par suite de

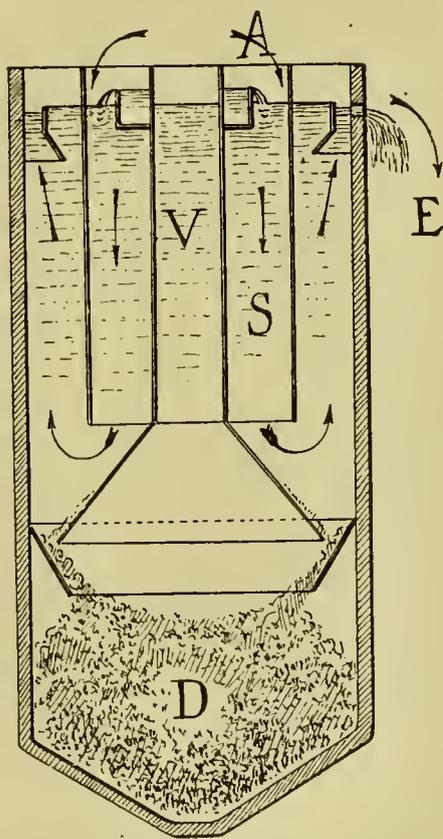


Fig. 5. — Appareil expérimental *Imhoff*.

⁽¹⁾ *Eng. Rec.*, 15 mai 1911. p. 537.

la quantité inégale des matières en suspension. Toutefois la qualité de la boue obtenue fut trouvée excellente.

Deuxième expérience. — Pour remédier aux inégalités de composition de l'effluent, probablement dues au court espace vertical dans lequel s'opérait la sédimentation, l'effluent fut dirigé dans une fosse *Dortmund* dans laquelle il subissait une nouvelle décantation verticale d'une heure. Des difficultés mécaniques survinrent pour faire fonctionner les deux bassins en série et les résultats ne furent pas aussi favorables que pour la première expérience : on ne constatait qu'une retenue de 57 pour 100 des matières en suspension. Une de ces difficultés consistait dans l'impossibilité de déterminer à quel niveau la boue entraît dans la chambre de digestion et, bien que la boue fût évacuée en petites quantités à de fréquents intervalles, on croit maintenant que, parfois, elle atteignait un niveau trop élevé et le dégagement de gaz l'entraînait avec l'effluent.

Troisième expérience. — Un nouvel appareil *Imhoff* fut mis en expérience en janvier 1910, mesurant 5 mètres de profondeur et 1^m50 de diamètre. On y versa 760 litres de boue d'un autre appareil. L'eau d'égout brute traversait cet appareil en 2 heures. En janvier et février les eaux d'égout étaient plus chargées; en mars elles furent plus diluées. Pendant ces trois mois, la retenue moyenne des matières en suspension fut de 55 pour 100; l'effluent en renfermait 0 gr. 095 par litre. Il faut remarquer que, dans cet appareil, la décantation ne s'opérait que sur une hauteur de 1^m55 tandis que, dans les installations actuelles, cette hauteur est beaucoup plus grande.

Le rapport que nous analysons explique de la façon suivante pourquoi les résultats furent inférieurs à ceux obtenus en Allemagne.

Le D^r *Imhoff* divise les matières des eaux d'égout en quatre classes :

- 1° Les matières qui se déposent en deux heures par repos;
- 2° Les matières finement divisées dont les particules plus petites sont retenues par filtration au papier ou sur amiante;
- 3° Les matières colloïdales, plus fines encore, qu'on peut séparer par dialyse;
- 4° Les matières en vraie solution.

Le tampon d'amiante dans le creuset de Gooch retient les matières des deux premières classes et une partie des matières colloïdales. Les matières finement divisées et les matières colloïdales ne se déposant pas par sédimentation sont donc injustement comprises dans les matières en suspension déterminées par cette méthode; mais on doit opérer les analyses de l'eau d'égout et de l'effluent par décantation de deux heures dans des vases de 500 centimètres cubes dans le fond desquels se trouve un tube de faible diamètre, gradué, dans lequel on mesure la hauteur du dépôt. Par cette méthode la retenue dans l'appareil est de 95 pour 100.

À *Philadelphie*, on a trouvé que tous les gaz de fermentation des boues se dégagent par le ventilateur et l'eau d'égout décantée est donc maintenue fraîche; il n'y a pas de perte appréciable de l'oxygène dissous, ni de réduction des nitrates et des nitrites pendant le court séjour des eaux dans l'appareil.

Dans l'anneau d'entrée des eaux dans l'appareil, il y avait une écume très forte due à la proportion très grande de laine et de houblon contenue dans l'eau d'égout. Elle dégagait de mauvaises odeurs lorsqu'on la remuait ou lorsqu'on l'enlevait. Pour la traiter, on essaya de la propulser dans la chambre de digestion par le ventilateur, mais sa densité était si faible qu'elle surnageait et qu'on dut l'enlever. Dans l'anneau de sortie il y avait une écume fine, légère et floconneuse, qui était retenue par le pare-écumes disposé devant le déversoir et il ne parut pas qu'elle causait de trouble dans les opérations normales.

Les matières en suspension tombent de la chambre de décantation dans la chambre à boues où la digestion et le tassement en réduisent matériellement le volume. D'après le rapport on retenait 0 lit. 151 de boue à 82,6 pour 100 d'eau par mètre cube d'eau d'égout.

Des échantillons de boue pris à différentes hauteurs ont montré qu'à la surface elle est légère et aqueuse et qu'au contraire au fond elle était plus compacte et plus concentrée.

On peut supposer par suite que, dans un appareil pratique de 9 mètres de profondeur, la digestion et la concentration seront plus manifestes et que la boue évacuée ne contiendra pas plus de 75 pour 100 d'humidité.

La boue retirée de ces appareils présentait un aspect différent des autres boues. Bien que l'eau d'égout brute fût décantée dans cet appareil, la fermentation dans la chambre de digestion avait désagrégé les corps les plus résistants et la boue était fine, granuleuse et homogène. La dessiccation s'obtient facilement et sans mauvaises odeurs; à la sortie, la boue a une odeur goudronneuse et après quelques jours la masse séchée est inodore. Une autre particularité est qu'elle contient des gaz (probablement du méthane). Quand on évacue la boue du fond de l'appareil, celle-ci étant sous une certaine pression due à la hauteur du liquide sus-jacent, il en sort des bulles de gaz, de sorte que la masse ressemble après quelques heures à du pain. Cela facilite beaucoup la dessiccation. A l'examen microscopique, la boue paraît composée de granules amorphes indiquant la complète digestion des matières solides.

L'ouverture de ventilation de l'appareil contenait toujours une écume qui était continuellement brisée par les bulles de gaz. Dans un appareil de ce type, en augmentant le diamètre du ventilateur de 15 centimètres, on préviendrait toute obstruction et les gaz de fermentation pourraient se dégager.

**Relation de la putrescibilité
de la matière en suspension se déposant ou non
dans les eaux d'égout ⁽¹⁾.**

Lorsqu'on qualifie une eau d'égout de concentrée ou de diluée, on s'en rapporte ordinairement à la proportion d'azote et de carbone organiques, de chlore, et quelquefois de graisses. Pour ceux qui s'occupent spécialement de l'épuration des eaux d'égout, les matières en suspension donnent une idée de la concentration de ces eaux. Il peut même sembler qu'il y a certaines relations entre les constituants chimiques pour une longue série d'analyses; toutefois, ces relations peuvent être modifiées dans certaines villes, car la principale cause des variations réside dans les différentes eaux résiduaires industrielles admises dans les égouts.

(1) D'après A. LEDERER, *Eng. Rec.*, 25 déc. 1911, p. 755.

Jusqu'à l'introduction de l'épreuve de putrescibilité au bleu de méthylène on n'avait pas d'expression définie de la concentration d'une eau d'égout au point de vue de la nuisance possible. Cette épreuve, qui consiste dans la formation de leucobases incolores lorsque le liquide est privé d'oxygène par suite du développement des bactéries aux dépens de la matière organique de l'eau, est très employée en Amérique et donne de bons résultats. La principale objection à cette épreuve est le temps nécessaire pour obtenir la décoloration à 20°; aussi certains ont-ils proposé de mettre en incubation à 56° pour avoir plus rapidement les résultats.

Récemment on a remis en pratique la détermination de la perte d'oxygène dissous d'un mélange d'eau d'égout avec une eau aérée, mis en incubation pendant un temps déterminé. Cette épreuve est une mesure plus pratique de l'effet probable du rejet de l'eau dans la rivière, que celle du bleu de méthylène. Récemment, *C. B. Hoover* reconnut que les résultats analytiques, employés ordinairement pour montrer le degré d'épuration obtenu par le traitement d'une eau d'égout, ne donnent pas une mesure de la stabilité relative et ne peuvent par suite donner une indication certaine sur les propriétés désoxygénantes des eaux d'égout, des mélanges d'eaux d'égout ou d'effluents. A la suite d'une longue série d'expériences, il obtint certaines relations définies pour les eaux d'égout, les effluents des fosses septiques ou de filtres bactériens, par la détermination, au moyen d'une épreuve modifiée, de l'oxygène consommé et par la perte de l'oxygène dissous pendant l'incubation. On peut ainsi établir une relation pour une eau déterminée, mais cette relation varie beaucoup avec les différentes eaux d'égout.

Phelps a donné une méthode de calcul quantitatif de la stabilité d'une eau d'égout diluée, basée sur les déterminations faites par incubation à 20° pendant un temps donné. Les eaux sont mélangées avec de l'eau saturée d'oxygène et la quantité totale d'oxygène dissous est déterminée directement. L'échantillon est alors mis dans une bouteille bien bouchée pendant une période de temps convenable et l'oxygène est de nouveau déterminé. Le taux de disparition de l'oxygène dans ces conditions est une mesure directe de ce qui se passera

probablement dans le cours d'eau. *Phelps* a proposé la formule suivante :

$$C = \log \frac{O'}{O} + Kt$$

dans laquelle C représente le pourcentage d'eau d'égout qu'on peut rejeter dans l'eau de dilution sous les conditions supposées; O' est la quantité d'oxygène dissous dans la dilution avant incubation, exprimée en milligrammes par litre; O la quantité d'oxygène dissous après incubation; K est une constante qui définit mathématiquement la rapidité avec laquelle l'oxygène disparaît dans le mélange d'eau et d'eau d'égout; elle est déterminée par expérience. La formule peut alors être appliquée à d'autres cas. Suivant *Phelps*, K dépend de la composition des matières contenues dans les eaux d'égout et de leur concentration. Dans la formule, t est le temps de contact nécessaire pour produire une diminution de la quantité d'oxygène en mélange.

L'auteur s'est servi de la formule de *Phelps* pour montrer le résultat produit par la décantation des matières en suspension et par la complète élimination de toutes ces matières. La technique fut la suivante: il fit deux dilutions de 1 volume d'eau d'égout pour 8 et 10 volumes d'eau du lac *Michigan*, qui furent mises en incubation à 20° C pendant vingt-quatre heures. Une partie de l'eau d'égout était mise à décanter pendant quatre heures, une autre était filtrée au papier. L'oxygène dissous était dosé d'abord dans le mélange, puis après incubation. Tous les résultats obtenus furent calculés de façon que la quantité d'oxygène restant après incubation ne fût pas réduite à plus de 50 pour 100 de la quantité initiale. On détermina parallèlement l'extrait sec, l'oxygène consommé et l'azote organique, de façon à tirer la relation des matières organiques carbonées et des matières azotées en solution et en suspension avec la dilution calculée. La constante K ne fut pas trouvée indépendante de la dilution; elle décroît avec les plus faibles dilutions et par suite C augmente proportionnellement on a trouvé aussi que la différence entre les diverses valeurs de K pour les plus faibles dilutions est plus grande que celles pour les plus fortes dilutions. Cependant comme les

résultats n'ont pas montré une différence constante entre les valeurs de C (le pourcentage d'eau d'égout) résultant des différentes dilutions, on n'a pas introduit d'exposant dans la formule. La plus haute valeur de C a été employée pour comparer les résultats.

Les moyennes des analyses en milligrammes par litre sont les suivantes :

	Eau brute	Décantée	Filtrée
Extrait.	607	"	"
Matières volatiles	511	"	"
Matières totales en suspension . .	167	61	"
Matières en suspension volatiles. .	101	46	"
Oxygène consommé.	57	26	20,1
Azote organique.	10,1	"	20,1
Pourcentage d'eau d'égout admissible	10	15,1	24,5

Les résultats peuvent encore se traduire de la manière suivante :

	Eau décantée	Eau filtrée
Élimination des matières en suspension totales %	65 en plus	57
Élimination des matières en suspension volatiles %	54 —	46
Matière volatile laissée en solution %	82	68
Réduction de l'oxygène consommé %	50	46
Augmentation du volume d'eau qu'on peut rejeter %	51	145

De l'étude des tableaux donnés par l'auteur se dégage ce fait que l'élimination des matières en suspension qui se déposent dans les bassins de décantation constitue une amélioration, au point de vue de la dilution, beaucoup moindre que le pourcentage de matières en suspension éliminées. Puisqu'on doit considérer l'élimination d'une eau d'égout ou d'un effluent au point de vue du degré de dilution exigé, plutôt qu'à celui de la réduction de quelque constituant chimique (déterminé par l'analyse), l'amélioration obtenue par décantation consiste principalement dans l'amélioration du caractère physique par élimination de matières qui peuvent former des dépôts et incidemment quelque amélioration de la stabilité. Cependant, l'élimination d'une petite quantité additionnelle de matières en suspension ne se déposant pas par simple décantation,

améliorera le liquide d'une manière hors de proportion avec le pourcentage de matière volatile éliminée. Ceci autorise la seule conclusion que, dans les eaux d'égout domestiques, les matières en suspension finement divisées ne se déposent que lentement et les matières pseudo-colloïdales ont la plus grande part dans la putrescibilité due aux matières en suspension et colloïdales. Ce fait a déjà été reconnu. *Spillner* établit que les composés organiques sulfurés des eaux d'égout, qui fournissent l'hydrogène sulfuré, sont en quantité beaucoup plus petite dans les matières en suspension qui peuvent se déposer, que dans les matières en suspension finement divisées et les matières colloïdales qui ont été retenues par filtration dans ces expériences.

Dans l'état actuel de la science de l'épuration des eaux d'égout nous nous efforçons de détruire par oxydation les matières en suspension finement divisées. Toutefois on déverse maintenant dans les rivières de bien plus grands volumes d'eau d'égout soit brute, soit décantée. Si l'on pouvait réaliser un dispositif capable d'éliminer les matières en suspension finement divisées ne se déposant pas sans traitement biologique, on pourrait atteindre un degré d'épuration se classant immédiatement entre la décantation et le traitement biologique, ce qui dans bien des cas serait suffisant pour éviter les dépenses du traitement biologique.

Résultats du traitement des eaux par les décanteurs Emscher à Recklinghausen-Ost, Essen NW, Bochum (1).

Les installations de *Recklinghausen-Ost*, d'*Essen N.W.*, de *Bochum* et d'*Holzwickede* ont fonctionné sous un contrôle régulier depuis leur construction, et on peut extraire des résultats obtenus quelques chiffres précis.

A *Recklinghausen* on a traité, par 24 heures, 8950 mètres cubes d'eaux d'égout, composés de 5750 mètres cubes d'eaux ménagères (125 litres par habitant), 2400 mètres cubes d'eaux

(1) D'après SPILLNER et BLUMR. *Technische Gemeindeblatt*, 1911 et *Wasser und Abwasser*, 1911, page 196.

industrielles et 2800 mètres cubes d'eaux superficielles. A *Essen N.W.*, on a traité par 24 heures 48 000 mètres cubes, comprenant 10 500 mètres cubes d'eaux ménagères, 56 000 mètres cubes d'eaux industrielles, 1000 mètres cubes d'eaux superficielles, et 500 mètres cubes d'eaux de lavage de charbon. A *Bochum*, on a traité par 24 heures 50 600 mètres cubes, composés de 20 000 mètres cubes d'eaux ménagères, 15 600 mètres cubes d'eaux de fossés, 1000 mètres cubes d'eaux de lavage de charbon, 7000 mètres cubes d'eaux industrielles et 7000 mètres cubes d'eaux superficielles.

On a constaté que la température de l'eau d'égout s'abaissait de un degré environ pendant le passage. Cette température de $+ 6^{\circ}5$ à $+ 20^{\circ}$ à *Recklinghausen*, de $+ 12$ à $+ 26^{\circ}$ à *Essen N.W.*

On n'a trouvé de l'hydrogène sulfuré dans l'effluent de sortie que s'il en existait déjà dans l'effluent d'entrée.

La quantité de boues contenues dans l'eau d'égout à l'arrivée a varié à *Recklinghausen* de $1^{\text{l}},5$ à 14 litres par mètre cube; soit en moyenne $7^{\text{l}},17$ (*Frankfort-sur-le-Mein*, $4^{\text{l}},6$; *Stargard*, $7^{\text{l}},5$; *Londres*, $7^{\text{l}},5$; *Wilmersdorf*, 5 litres); à la sortie, cette quantité a été en moyenne de $0^{\text{l}},5$ par mètre cube. A *Bochum*, l'effluent d'entrée contenait en moyenne, $4^{\text{l}},2$ de boues, l'effluent de sortie, $1^{\text{l}},6$. La poussière de charbon contenue dans l'eau d'égout demande au moins quatre heures pour se déposer. A la suite de l'installation de bassins de décantation pour la poussière de charbon, la quantité de boues de l'effluent de sortie est tombée à $0^{\text{l}},16$ par mètre cube. On a constaté qu'en général les effluents qui traversent les décanteurs *Emscher* en trois quarts d'heure ne renferment pas plus de $0^{\text{l}},5$ de boues par mètre cube, ce qui correspond à une séparation d'au moins 95 pour 100 des matières en suspension.

Les eaux obtenues, déversées dans un canal, de façon à être diluées dans un volume d'eau égal au leur, ne donnent lieu à aucun phénomène de putréfaction (fig. 6).

La diminution de volume des boues dans les décanteurs *Emscher* est environ de 85 pour 100; 25 à 50 pour 100 de la substance sèche disparaissent par gazéification à l'état d'acide carbonique et de méthane. La boue se dessèche en moyenne en six jours, et perd de nouveau 50 pour 100 de son volume.

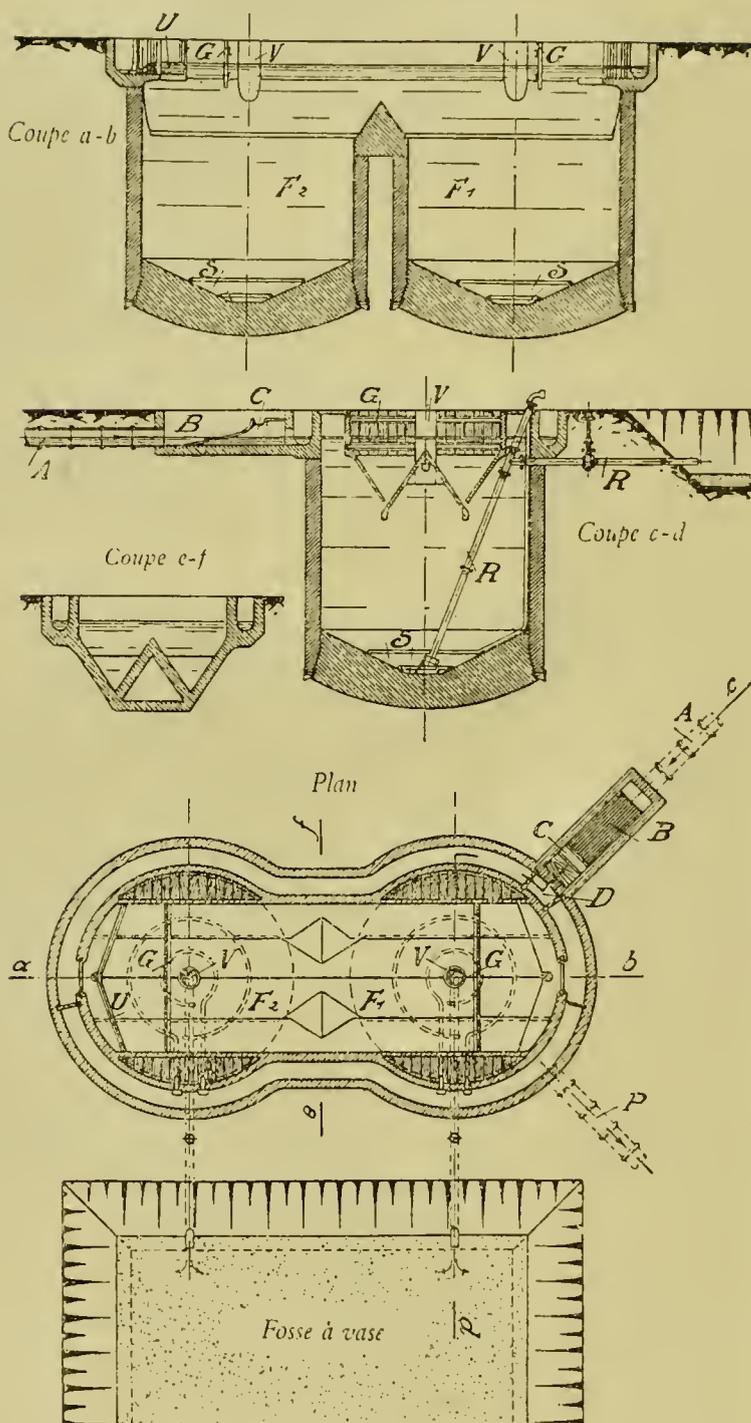


Fig. 6. — Puits Emseher.

A. — Canal d'arrivée des eaux.
 B. — 1^{er} bassin avec grille.
 C. — Rigole de nettoyage.
 D. — Conduite circulaire.
 P. — Canal de décharge.
 V. — Echappement des gaz.

G. — Lames plongeantes.
 I. — Déversoir.
 F_1, F_2 . — Puits à clarifier.
 R. — Évacuation des boues.
 S. — Conduite de lavage.

On dessèche environ 6 mètres cubes de boue par mètre carré et par an.

Le traitement revient en moyenne à 0^{fr},27 le mètre cube.

Nous avons donné, dans un précédent volume, une figure représentant les décanteurs Emscher. Nous croyons utile de reproduire celle du prospectus de la société qui exploite les brevets Imhoff.

Les décanteurs Waldenburg (1).

Les décanteurs *Waldenburg* se distinguent des décanteurs *Emscher* et des autres appareils de décantation avec traitement séparé des boues surtout par ce fait qu'ils possèdent une chambre dans leur partie centrale; les matières qui flottent à la surface y sont amenées par une gouttière renversée, c'est-à-dire ouverte par le bas. Dans cette chambre fermée et munie d'une soupape d'évacuation des gaz; ces matières peuvent subir la putréfaction sans incommoder le voisinage par de mauvaises odeurs. Le décanteur lui-même est fermé par un bassin en entonnoir, recouvert par une calotte où se rassemblent les gaz provenant des boues en fermentation. Au milieu de cette calotte se trouve la chambre signalée ci-dessus, qui retient les matières flottantes; cette chambre est fermée en dessous par une grille qui laisse passer les gaz de la fosse, mais empêche l'arrivée des boues en suspension. La vitesse du passage de l'eau dans ces décanteurs est de 2^{mm},46 par seconde; l'eau y séjourne une heure et demie. Les frais d'installation, dans les conditions les plus défavorables, s'élèvent à 0^{fr},75, à 1^{fr},25 par habitant.

Contrôle de l'efficacité des appareils de décantation.

Pour déterminer le pourcentage de retenue des matières en suspension dans les appareils de décantation, *Imhoff* et

(1) D'après A. Vogt, *Techn. Gem. Blatt*, 1911, n° 10, pages 147 à 150 et *Wasser und Abwasser*, 1912, n° 1, page 6.

Saville ⁽¹⁾ recommandent l'emploi de vases de la forme représentée dans la figure 7.

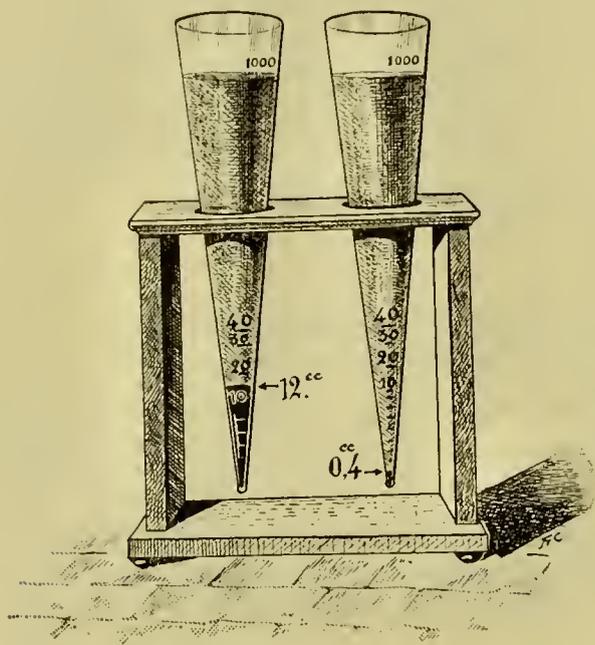


Fig. 7. — Appareil pour la détermination des matières en suspension dans les eaux d'égout.

On mesure dans un vase un litre d'eau brute, telle qu'elle arrive des égouts et, dans un autre, un litre de l'effluent de l'appareil de décantation. Après un repos de deux heures, on note le volume des dépôts dans chacun des deux vases, et on calcule la proportion pour cent des matières retenues. En Allemagne, le temps de repos n'est que de une heure à une heure et demie.

On observe en moyenne une élimination de 95 pour 100 des matières en suspension.

B. — FOSSES SEPTIQUES

Traitement des eaux d'égout en fosses septiques. Résultats et expériences sur la liquéfaction des matières solides ⁽²⁾.

La station d'épuration des eaux d'égout de *Plainfield* (New-Jersey, U. S. A.) comprend quatre fosses septiques couvertes : deux, n^{os} 1 et 2, mesurent 15 mètres \times 50 mètres et 1^m,80 de profondeur d'eau ; les deux autres, n^{os} 3 et 4, ont la même profondeur, mais mesurent 15 mètres \times 60 mètres. L'arrivée des eaux dans les petites fosses s'effectue dans un

⁽¹⁾ *Eng. Rec.*, 26 août 1911, p. 260.

⁽²⁾ D'après ROY S. LAMPHEAR. *Eng. Rec.*, 15 janv. 1912, p. 47.

angle; dans les longues fosses, elle se fait en cinq orifices à l'une des extrémités. Les longues fosses sont traversées en leur milieu par un mur de béton de 1^m,20 de haut, et les fosses 2 et 5 ont des chicanes en bois placées aux trois quarts de leur longueur et plongeant dans l'eau de 0^m,90. Les eaux d'égout sont presque exclusivement domestiques. Le débit moyen par jour est de 8 400 mètres cubes. Une fosse longue et une fosse courte, représentant une capacité de 5 000 mètres cubes environ, sont généralement employées en même temps. Le temps de séjour des eaux dans les fosses est d'environ neuf heures.

Les eaux d'égout ont la composition moyenne suivante :

Matières solides totales	0 ^{gr} ,555	par litre.
— fixes	0,274	—
— volatiles	0,279	—
— en solution	0,451	—
— — fixes	0,254	—
— — volatiles	0,177	—
Matières solides en suspension	0,122	—
— — fixes	0,20	—
— — volatiles	0,102	—

Dans le tableau suivant sont réunis par années les résultats moyens des déterminations des matières en suspension et des matières organiques, ces dernières estimées d'après l'oxygène absorbé.

<i>Matières en suspension</i>	Eau brute criblée par litre	Effluent des fosses septiques	
		par litre	% éliminées
1909	0,154	0,052	59,5
1910	0,452	0,056	64
1911	0,175	0,064	64,5
<i>Matières organiques</i>			
1909	0,074	0,050	51,7
1910	0,076	0,052	21,9
1911	0,085	0,057	50,8

La retenue des matières en suspension dans les fosses septiques augmente subitement au printemps, immédiatement après le curage des fosses; par contre, pendant janvier, février et quelquefois mars, elle est notablement inférieure.

Pour les matières organiques, d'après l'oxygène absorbé,

la diminution est peu importante, comme cela est de règle dans les installations similaires. La matière organique soluble est peu affectée pendant le séjour des eaux en fosse septique.

Pour les matières grasses, les déterminations ont donné par litre :

	Eau brute criblée	Effluent des fosses septiques	Elimination
Maximum	0 ^r ,0654	0 ^r ,0488	
Minimum	0,0516	0,0176	
Moyenne	0,0428	0,0277	52 %

Le nombre des bactéries dans les eaux diminue après le passage dans les fosses septiques :

	Eau brute criblée	Effluent des fosses septiques	Diminution
1909	2 250 000	1 050 000	54 %
1910	2 560 000	1 450 000	59 %
1911	2 680 000	1 860 000	51 %

La première méthode de travail employée consiste à faire fonctionner parallèlement une fosse longue et une fosse courte, divisant les eaux approximativement comme 2 à 1, et des résultats tout à fait satisfaisants furent obtenus. En employant deux fosses en parallèle et une longue fosse suivante, on augmenta le dégagement de gaz et, par suite, l'effluent fut mauvais. L'emploi de deux fosses en parallèle pour des périodes de temps longues s'accompagnèrent de production d'une écume épaisse, mais les changements plus ou moins fréquents de fosses causèrent des troubles et empêchèrent d'obtenir des effluents satisfaisants. Le plan de travail actuellement adopté paraît le meilleur : on met en service alternativement une fosse longue et une fosse courte en parallèle, et on change les fosses environ une fois par mois.

Les fosses ont été curées généralement en mars. En 1910, on a retiré au total 1216 mètres cubes de boues, soit 0^m³,564 par 1000 mètres cubes d'eau d'égout.

Pendant les périodes de non-alimentation des fosses, la réduction de volume des matières solides qu'elles contenaient a varié de 11,9 à 26,6 pour 100, due à l'activité bactérienne et aussi au tassement des boues, ce dernier facilité par la décomposition des matières organiques.

L'auteur a calculé le pourcentage des matières liquéfiées dans les fossés septiques : pour la période de mars 1910 à janvier 1911 : densité de la boue, 1057; eau, 89,4 pour 100; volume d'eau d'égout traité, 2500 000 mètres cubes; matières sèches, estimées d'après les déterminations sur l'affluent et l'effluent contenues dans l'eau d'égout, 158 kilogrammes par 1000 mètres cubes; boues déposées dans les fossés, 102 kilogrammes; entraînées par l'effluent, 56 kilogrammes; matières sèches, 102 kilogrammes par 1000 mètres cubes; déposées dans les fossés au 21 janvier 1911, 62 kilogrammes; matières solides liquéfiées 59,1 pour 100.

Expériences de liquéfaction des matières solides. — En 1907, on tenta de diminuer les écumes en les brisant de façon à les faire retomber au fond des fossés; mais ces écumes se reformaient rapidement par suite du dégagement des gaz.

La seconde expérience consista à ensemercer les fossés septiques avec le contenu d'une fosse d'aisance, dans l'espoir de créer une nouvelle flore bactérienne. Cela fut sans résultat. Il est probable que les bactéries de la fosse d'aisance ont disparu devant celles qui se développaient ordinairement dans les fossés septiques.

D'autres expériences de laboratoire furent entreprises pour étudier la décomposition des matières organiques et le dégagement de gaz. Des flacons de la contenance de 4^l,54 furent remplis d'eau de fossés septiques avec les matières en suspension et on y ajouta différentes substances.

Les matières employées furent la banane et la pomme de terre pelées, placées dans des flacons contenant du liquide prélevé au fond, au milieu et à la surface de la fosse septique. Les décompositions furent lentes, surtout dans le flacon contenant le liquide prélevé au milieu de la fosse septique. On augmenta cette décomposition de 8 à 52 pour 100, en remplaçant fréquemment une partie du liquide des bouteilles par un liquide de même provenance, mais frais. Comme le fait remarquer l'auteur, il n'est pas douteux que l'activité bactérienne se manifeste par la production de toxines et d'acides qui la gênent et peuvent l'annihiler.

En conclusion, l'endroit de la fosse septique où les décompositions sont le plus actives est le fond; au milieu elle est

plus faible; dans les écumes l'action septique se fait peu sentir, car une partie des boues est protégée par une enveloppe de gaz.

Dans une autre expérience, une bouteille fut remplie de liquide de fosse septique; une autre de liquide de fosse d'aisance; dans chacune on immergea une banane pelée. C'est dans le liquide de fosse d'aisance que la décomposition fut la plus rapide et la plus complète.

Traitement des boues. — Le fond des fosses septiques est en pente de 1,5 à 5 pour 100 vers un orifice de sortie d'où, par un tuyau, la boue est évacuée sur un lit de sable. Ce lit mesure 57×48 mètres, soit 2756 mètres carrés, avec une hauteur de sable de 0^m,60 retenu par des bancs de terre.

Pour curer les fosses, on fait évacuer le liquide clair entre l'écume et la boue jusqu'à environ 0^m,60 du fond. Comme l'écume, à l'entrée des fosses, est épaisse, on doit la briser pour qu'on puisse l'évacuer. Autrement le curage peut être fait avec des dragues. Le coût du curage est d'environ 500 à 600 francs, ce qui représente 0^{fr},25 par 1000 mètres cubes d'eau traitée. Ces boues sont utilisées par les fermiers des environs; mais, si on devait l'enlever des lits de sable, le coût serait d'environ 0^{fr},50 par 1000 mètres cubes d'eau traitée. Le volume des boues diminue de un tiers pendant le séchage d'une durée de trois à quatre mois. Les boues dégagent des odeurs pendant l'évacuation sur les lits de sable, mais, après quelques jours on ne perçoit plus qu'une odeur légère à 50 mètres des lits.

Présence et action des diastases dans les eaux d'égout.

Guth et Feigl⁽¹⁾ ont entrepris des recherches pour démontrer la présence des diastases dans les eaux d'égout : ces diastases y sont amenées en grande quantité par les débris de fruits, de légumes, les matières fécales, l'urine, le sang, par certaines eaux résiduaires industrielles : les bactéries présentes dans ces

¹⁾ *Gesundheits Ing.*, 1912, p. 21.

eaux produisent également des diastases qui peuvent se répandre dans le liquide.

Pour mettre en évidence la présence de ces diastases dans les eaux d'égout, *Guth* et *Feigl* ont employé diverses méthodes : 1° précipitation de l'eau d'égout par deux fois son volume d'alcool à 96 degrés; séparation du précipité après vingt-quatre heures; 2° saturation de l'eau d'égout par le sulfate d'ammoniaque et extraction du précipité en l'incorporant dans une couche surnageante de xylol; 3° addition à l'eau d'égout de 0 gr. 8 de chlorure de calcium par litre, précipitation complète par une solution saturée de phosphate d'ammoniaque et séparation du précipité au bout de quelques heures; 4° addition de 20 grammes de kaolin par litre d'eau d'égout légèrement acidulée, séparation du précipité au bout de 24 heures. Ces méthodes ayant présenté quelques difficultés, on a eu recours à une combinaison de la première et de la troisième méthode : 5 litres d'eau d'égout sont additionnés, suivant la concentration, de 5 à 10 centimètres cubes d'une solution à 10 pour 100 de chlorure de calcium. On ajoute alors la quantité voulue de solution saturée de phosphate d'ammoniaque, puis peu à peu un volume égal d'alcool. On siphonne le précipité après dépôt. On obtient ainsi une quantité relativement faible d'un précipité facile à filtrer. On le traite par 100 à 200 centimètres cubes d'eau distillée, par portion de 10 à 20 centimètres cubes, et la masse, additionnée de toluène, est décantée après dépôt. La solution trouble obtenue sert à la recherche des diverses diastases.

Pour caractériser l'amylase, on s'est servi de l'empois d'amidon que cette diastase transforme en dextrines et en maltose. Pour la recherche qualitative, la réaction à l'iode permet de se rendre compte si l'amidon a été transformé. Pour la recherche quantitative on a procédé de la façon suivante : Des tubes à essai renfermant chacun 1 centimètre cube d'une solution d'amidon à 1 pour 100 sont additionnés de quelques gouttes de toluène et de quantités croissantes de solution diastasique extraite de l'eau d'égout, de 0 c³ 02 à 10 centimètres cubes. On ramène au même volume avec de l'eau distillée, on agite et on abandonne à l'étuve à 58 degrés. On fait au bout de 24 heures la recherche de l'amidon au moyen de la

liqueur d'iode : certains tubes donnent encore une réaction rouge, d'autres enfin restent sans coloration. On prend comme mesure de l'activité diastasique la quantité versée dans le premier tube qui donne la réaction rouge pur.

Pour caractériser la maltase, on utilise le réactif de *Barfoed* (acétate de cuivre) qui est réduit par le glucose et ne l'est pas par le maltose. La sucrase se caractérise par la réduction de la liqueur de *Fehling* après action de cette diastase sur une solution de saccharose; la lactase par la réduction de la liqueur de *Barfoed* après action de cette diastase sur une solution de lactose. Les diastases protéolytiques ont été recherchées au moyen de leur action sur la gélatine solidifiée en mince couche dans des tubes à essai. Pour la recherche de la pepsine, on a fait agir l'extrait diastasique sur une solution d'albumine, en présence d'acide chlorhydrique et on a précipité par l'acétate de soude l'albumine non dissoute. On a employé une méthode analogue pour la recherche de la trypsine, mais en agissant en présence d'un alcali très dilué et la partie non attaquée a été précipitée par l'acide acétique dilué et le sulfate de soude.

Les lipases ont été caractérisées par l'augmentation d'acidité d'une émulsion d'huile d'olive à 1 pour 100.

Les résultats de ces essais ont été les suivants :

L'amylase, la trypsine, la lipase, et les diastases des sucres en C¹² existent toujours dans les eaux d'égout, en quantités appréciables et directement proportionnelles à la concentration de ces eaux : l'amylase prédomine très nettement.

Dans les eaux d'égout bien épurées par les méthodes biologiques, on ne retrouve plus que des traces de diastases.

L'addition de nitrates semble favoriser l'action des diastases protéolytiques, tandis qu'elle est sans action sur l'amylase. Le chlorure de chaux, ajouté à l'eau d'égout à la dose de 1 pour 5000 à 1 pour 10 000 réduit l'activité des diastases, mais n'arrête pas entièrement leur action.

Utilisation des gaz dégagés des fossés septiques (1).

En avril 1911, des essais furent entrepris par le département des Travaux publics de New South Wales pour utiliser pour l'éclairage les gaz dégagés par les fossés septiques de *Parramatta*. Des trois fossés septiques, deux seulement sont en usage journalier; la troisième n'est mise en service que pendant le nettoyage d'une autre fosse. Chaque fosse mesure 9 m. \times 28^m,50 et 2^m,25 de profondeur d'eau en moyenne. Les fossés sont recouvertes par une voûte plate en béton armé dont certaines parties ont été construites sur place, tandis que d'autres parties des fossés sont recouvertes de dalles mobiles. Ces dernières ont été rejointoyées au bitume, et la fosse est pratiquement à l'abri de l'air. Les eaux d'égout sont domestiques; le volume des eaux industrielles, très faible, est négligeable.

L'analyse de l'effluent de la fosse septique a donné en juin 1911 les résultats suivants :

Résidu total.	0 ^{gr} .0958	par litre (2)
Chlore	0,0552	—
Ammoniaque libre	0,008	—
Azote albuminoïde	0,00068	—
Oxygène absorbé en 4 heures	0,00438	—

Il se dégage une grande quantité de gaz qui s'accumule entre l'eau et la voûte sur une hauteur de 0^m,75. Jusqu'à présent on avait brûlé le gaz dans un grand brûleur Bunsen. Le premier essai a consisté à le refouler dans un gazomètre et à le brûler ensuite dans un brûleur incandescent, puis on a expérimenté son utilisation avec un moteur Hornsby, afin de voir si le gaz avait un pouvoir calorifique suffisant pour faire fonctionner un ventilateur ou un compresseur d'air.

Dans son rapport de juin 1911 M. *Wade* établit qu'après ajustage des valves, les moteurs fonctionnèrent avec les gaz de la fosse septique aussi facilement qu'avec le gaz de pétrole. On a maintenant installé un moteur Hornsby de

(1) D'après l'*Engineering Record*, 11 mai 1912, p. 525.

(2) On remarquera que les eaux sont extrêmement peu chargées.

10 chevaux actionnant une dynamo fournissant le courant électrique à 100 volts pour 85 lampes. Le moteur tourne régulièrement avec la valve de gaz incomplètement ouverte, et il semble qu'il y ait assez de gaz pour obtenir une force beaucoup plus grande.

C. — TRAITEMENT DES BOUES

La dessiccation des boues (¹).

Le traitement préalable des eaux d'égout en fosse septique offre de gros avantages pour le travail ultérieur des boues. Les boues extraites des fosses septiques sont brunes, peu odorantes, concentrées (environ 20 pour 100 de matière sèche) et faciles à égoutter. Les boues des décanteurs *Emscher* possèdent à un plus haut degré encore tous les avantages des boues des fosses septiques : leur teneur en matières sèches est encore plus élevée ; elles n'ont aucune mauvaise odeur, et elles sont encore liquides quand elles renferment seulement 70 pour 100 d'eau.

Spillner a fait des essais comparatifs d'égouttage de boues fraîches et de boues provenant des décanteurs *Emscher*. Il a constaté que les boues fraîches, étendues sur les lits de drainage sans aucune concentration préalable, pénètrent dans les lits au lieu de s'y égoutter, même si la couche superficielle filtrante est formée de grains de 2 à 4 millimètres. Si on concentre ces boues fraîches jusqu'à 80 pour 100 d'eau, on peut alors les égoutter sur des lits de drainage fraîchement aménagés. L'eau de drainage acquiert, par son passage très lent à travers les scories du lit, les caractères d'une eau épurée par voie biologique ; elle renferme cependant encore beaucoup de matières organiques en solution. Avec les boues fermentées en fosse septique, la perte de poids totale comprend la perte d'eau par drainage qui représente environ les $\frac{4}{5}$ de la perte totale et la perte par évaporation qui en représente $\frac{1}{5}$.

(¹) D'après SPILLNER, *Mitteilungen a. d. Kgl. Prüfungsanstalt f. Wasserversorg. usw.*, 1911, Heft 14, pages 27-84 et *Wasser und Abwasser*, 1911, p. 582.

La comparaison des résultats obtenus par le drainage des boues fraîches et des boues fermentées a donné lieu aux observations suivantes : 1° la boue fraîche demande beaucoup plus de temps que la boue fermentée pour devenir solide (55 jours au lieu de 16 jours), même si on la prive au préalable d'une partie de son eau; 2° la boue fraîche laisse échapper moins d'eau de drainage que la boue fermentée (47,45 pour 100), même quand elle renferme beaucoup moins de matières organiques que celle des boues fraîches; 4° la boue fermentée perd par le drainage plus d'eau que la boue fraîche.

Les avantages de la boue fermentée sont également sa concentration plus forte, sous laquelle la destruction des colloïdes se fait aisément par fermentation, et sa haute teneur en gaz. *Spillner* a montré par des essais comparatifs de drainage effectués sur des boues contenant leurs gaz et sur des boues privées de gaz, que la quantité d'eau écoulée était plus de deux fois plus forte avec les premières.

La dessiccation des boues par drainage se fait en grand à *Essen N. W.*, *Bochum* et *Recklinghausen-Ost*. Les résultats en sont beaucoup plus favorables que les essais n'auraient pu le faire supposer. La couche de boues, d'une hauteur moyenne de 25 centimètres, devient solide en moyenne au bout de 5 à 8 jours. L'examen des eaux de drainage a montré que celles-ci présentent tous les caractères que doit avoir une eau épurée par voie biologique. Les boues drainées sont livrées comme engrais, ou servent à remblayer les parties basses des terres. On se propose de faire des essais pour les brûler comme les ordures ménagères.

Digestion des boues d'eaux d'égout.

Dans ses notes sur ce sujet ⁽¹⁾, *Ch. Saville* comprend par le terme de *digestion* la décomposition complète des matières organiques facilement putrescibles, et par suite capables de créer une nuisance. On reconnaît actuellement qu'il y a de grands avantages à obtenir une rapide et complète digestion des eaux d'égout.

(1) *Eng. Record*, 25 mai 1912, p. 576.

La quantité de boues qu'abandonnent les eaux d'égout est grande. A l'état frais, elles contiennent 90 pour 100 et plus d'eau. 1000 personnes en produisent quelquefois jusqu'à 21 mètres cubes par mois, d'après les nombres rapportés pour *Elberfeld* (Allemagne), où les égouts sont du système séparatif. De plus, la boue fraîche dégage une mauvaise odeur qui persiste longtemps. Pour ces deux raisons le traitement des boues fraîches est un problème difficile à résoudre.

D'autre part, la boue bien digérée a un volume comparativement faible : moins de un cinquième de celui de la boue fraîche. Cette importante différence est due à la proportion moins grande d'eau que la boue digérée contient, à la décomposition de la partie organique et à l'extrême division des particules, par suite de la dissolution et de la gazéification de ces matières organiques. La réduction de volume dépend de nombreux facteurs : de la nature des matières organiques ; de la proportion de matières minérales, des conditions sous lesquelles la décomposition s'effectue, du temps de digestion, etc.

Il est aussi exact que la boue bien digérée ne répand pas d'odeur désagréable. Dans certaines conditions elle s'écoule facilement. De plus, par suite du dégagement des gaz, elle se trouve à l'état poreux, ce qui facilite sa dessiccation et sa facile manipulation.

Méthodes de digestion. — La méthode la mieux connue pour obtenir la digestion des boues est peut-être la « fosse septique », dans laquelle les boues sont digérées au contact de l'eau d'égout qui s'écoule. Dans ces conditions, le taux de digestion n'est ordinairement pas élevé, et comme le liquide est aussi septisé et malodorant et qu'il contrarie la décantation, la faveur accordée à la fosse septique ordinaire diminue graduellement.

Le premier perfectionnement a été accompli à la station expérimentale de *Lawrence* (Mass.) en faisant écouler les boues de décantation dans une fosse de digestion séparée. Depuis 12 à 15 ans cette méthode a été adoptée en Angleterre ainsi que dans quelques villes du Continent, mais elle ne l'est que peu aux États-Unis. Elle a pourtant donné de bons résultats

comparativement dans certains cas, et elle a été récemment adoptée à *Baltimore*.

Dans beaucoup de villes, toutefois, les résultats n'ont pas été entièrement satisfaisants : en Allemagne, par exemple, d'après le prof. *Thumm*. Il en a été de même aux stations d'essai de *Philadelphie* et de *Chicago*.

Il en est résulté, d'abord en Angleterre, puis en Allemagne, la construction de fosses à deux compartiments : l'un traversé par les eaux d'égout et où se séparent les matières en suspension ; l'autre pour l'emmagasinement et la digestion de la boue, arrangée de façon que non seulement la boue, mais aussi les produits de digestion ne puissent avoir un effet nuisible sur l'eau d'égout dans le compartiment de décantation. Dans ce type de fosse, dans la forme répandue en Allemagne, il n'y a pas de courant d'eau ni dans, ni au travers du compartiment des boues. Ce sont les fosses *Emscher* et les fosses *Imhoff*. Elles ont été expérimentées depuis 6 ans en Allemagne et donnent de bons résultats. Aux États-Unis, il n'en existe qu'un très petit nombre, mais beaucoup de villes établissent actuellement des projets.

Comparaison des méthodes. — Pour comparer les avantages relatifs des fosses de digestion séparée et des fosses *Imhoff*, il y a lieu de tenir compte des points suivants :

1° Les fosses de digestion séparée peuvent-elles donner d'aussi bons résultats que les fosses *Imhoff*, non seulement pour ce qui se rapporte à la composition et à la quantité de la boue digérée, mais aussi relativement aux effets sur l'eau d'égout décantée et par suite sur l'épuration, et pour la production de mauvaises odeurs, soit pendant la décantation, soit pendant la digestion et le traitement des boues ?

2° La digestion de la boue sera-t-elle aussi rapide dans une fosse séparée que dans une fosse *Imhoff*, et le prix de construction et de fonctionnement sera-t-il aussi peu élevé ?

Digestion séparée. — La boue digérée dans une fosse séparée ne diffère pas de celle d'une fosse septique ou d'une fosse *Imhoff*, mais, avec les fosses séparées actuellement en usage, l'enlèvement des boues ne s'est montré facile qu'avec les fosses

Inhoff et dans quelques cas il a été difficile d'obtenir une digestion satisfaisante.

Des essais sur de petits volumes à la station expérimentale de *Philadelphie* donnèrent des résultats décourageants avec une fosse séparée et le rapport dit : le déversement des boues dans une fosse ouverte et étanche n'est pas une méthode avantageuse de traitement. Au cours des essais, la boue fraîche était déversée dans la fosse de digestion toutes les deux semaines et, quoiqu'il y eût quelque dégagement de gaz et liquéfaction des matières pendant la première partie des essais, dégagement de gaz et liquéfaction cessèrent pendant les mois d'hiver, ce qui peut être expliqué par le fait que la fosse avait une très faible profondeur.

Le liquide qui recouvre les boues dans la fosse à digestion est très pollué et doit être épuré. S'il est déversé dans le bassin de décantation, il provoque des fermentations septiques et, dans certains cas, rend plus difficile le problème à résoudre.

La boue, déversée dans une fosse de digestion séparée, contiendra toujours des matières organiques non décomposées, de sorte que le processus sera le même que celui qui s'accomplit dans une fosse septique, ce qui peut donner lieu à des dégagements d'odeurs désagréables. Ces odeurs, comme cela a été indiqué par *Pearse*, sont perceptibles lorsque la boue est déversée dans la fosse, car la boue ayant subi un commencement de décomposition contient des gaz odorants qui s'échappent lorsqu'on la remue. La fosse de digestion séparée de la station expérimentale de *Chicago* a produit des odeurs nettement putrides.

Un autre point important est que ces fosses à digestion séparée, telles qu'elles ont été construites, ont une plus large surface de liquide exposée à l'air que dans les cas des fosses *Inhoff* et peuvent par suite donner plus d'odeurs.

À *Birmingham* (Angleterre), où la boue des fosses septiques était exposée dans de grands bassins ouverts à une profondeur de 1^m,50 à 1^m,80, *Watson* a établi qu'une mince et forte croûte se formait à la surface, au-dessous de laquelle la boue restait dans sa condition originelle, sans perte apparente, et continuait à dégager de mauvaises odeurs sans qu'on puisse tenir compte de l'âge et de la densité des dépôts. On pourrait citer

d'autres cas où la digestion séparée de la boue a été satisfaisante. On peut ajouter, toutefois, que les expériences entreprises à *Birmingham*, sous la direction de *Watson*, indiquent que dans certaines conditions les fosses à digestion séparée (avec les boues de Birmingham) peuvent donner une boue bien digérée.

L'effet de cette méthode de traitement des boues sur l'eau d'égout qui s'écoule est de grande importance. Si la boue est enlevée des bassins de décantation, cela doit être fait à de fréquents intervalles (une semaine et quelquefois moins en été) pour prévenir leur commencement de décomposition, qui, en remuant les dépôts, diminue l'action de décantation et rend l'eau septique.

A moins de vider complètement et de nettoyer la fosse de décantation, on peut être assuré de subir cet inconvénient, car il est difficile, même avec des bassins bien construits, d'enlever toute la boue.

Temps de digestion. — Le second point important est de savoir si la digestion s'opère aussi rapidement dans les fosses séparées que dans les fosses *Imhoff*. Si la digestion est plus lente, les fosses doivent avoir une plus grande capacité, ce qui est important à considérer, puisqu'il faut deux séries de fosses.

La digestion des boues est un phénomène biologique qui ne s'opère rapidement que lorsque certaines sortes de bactéries sont dans un milieu convenable et qu'ont été éliminées les espèces nuisibles. La création du milieu convenable est une affaire de temps, et lorsqu'il est établi, il faut, comme pour les lits à percolation, une alimentation constante. Ceci n'est pas facile avec les fosses séparées; par conséquent, chaque fois qu'on déverse de nouvelles boues, il se produit un bouleversement dans l'activité bactérienne.

Dans beaucoup de fosses à digestion séparée, on ne laisse pas, au-dessus du dépôt des boues, une hauteur considérable et un grand volume d'eau dans laquelle, par suite du dégagement des gaz, la boue puisse être en mouvement continu. Les toxines bactériennes ne peuvent être éliminées facilement et les surfaces de boue fraîche ne sont pas exposées à l'action

bactérienne aussi fréquemment qu'il est désirable. Toutes ces causes tendent à diminuer la rapidité de la digestion.

En résumé, il semble probable, quoique les fosses à digestion séparée puissent donner des boues de qualité satisfaisante, que le temps exigé pour la digestion complète est cependant plus long qu'avec les fosses de type *Imhoff*, au moins pour les plus grandes fosses. Il y a aussi possibilité de production de mauvaises odeurs.

Coût de la digestion séparée. — Le coût de la digestion dans les fosses séparées est probablement, dans la plupart des cas, plus élevé que celui de la digestion dans les fosses dans lesquelles la décantation et la digestion s'effectuent. D'abord, pour l'effet sur l'eau d'égout elle-même, les meilleurs résultats sont obtenus lorsque la fosse de décantation est vidée et nettoyée à intervalles réguliers. En second lieu, il est discutable que la boue fraîche s'écoule avec autant de facilité que la boue complètement digérée. De plus, l'écoulement de la boue d'une fosse dans une autre implique toujours une perte de charge et, dans certains cas, il peut être nécessaire de pomper. Enfin, l'enlèvement de boues de fosses à digestion séparée, même après une digestion plus ou moins complète, est un procédé lent et coûteux.

A la petite station de *Forest Park (Baltimore)*, par exemple, l'auteur vit quatre hommes occupés à extraire la boue de la fosse. Dans ce cas il faut construire une fosse supplémentaire, car celle en nettoyage est inutilisable un certain temps.

Bien que les fosses à digestion séparée aient certains désavantages, leur adoption peut quelquefois être désirable. Il faudra construire des fosses aussi profondes que possible pour que la boue qu'on extraira contienne le minimum d'eau et, par contre, retienne une partie des gaz de décomposition. A la mise en route, on remplira la fosse avec de l'eau claire ne contenant pas de matières organiques facilement décomposables. On devra s'efforcer de diminuer les odeurs, particulièrement pendant le temps de maturité. La boue fraîche sera déversée à intervalles réguliers et en quantités relativement faibles, pour que le volume d'eau d'égout qui accompagne la boue soit faible en comparaison du volume total de l'eau de la fosse et par suite ne le rende pas odorant.

Les fosses ne doivent jamais être complètement vidées, ce qui forcerait à attendre de nouveau que le travail microbien s'y rétablisse. Si les gaz ne se dégagent pas en suffisante quantité pour brasser le mélange et renouveler les surfaces exposées à l'action des bactéries, on peut ajouter certaines substances cellulosiques qui accroîtront la formation des gaz, ou mélanger artificiellement la boue avec une pelle, ou au moyen de l'air comprimé ou par addition d'eau propre. Dans ce dernier cas, l'effluent devra toujours être épuré.

Traitement des eaux d'égout et des boues par les nitrates.

Weldert⁽¹⁾ a montré qu'une eau d'égout décantée et ayant subi le traitement en fosse septique est rendue imputrescible par addition de nitrate de soude à la dose de 100 grammes à 1 kilogramme par mètre cube. Les boues sont transformées en une masse inodore facile à drainer, par addition de 1^{kg},5 à 8 kilogrammes de salpêtre par mètre cube. Pour obtenir les meilleurs résultats, il faut attendre deux à quatre jours avec les eaux d'égout et deux à huit jours avec les boues. L'addition de nitrate provoque une diminution de l'oxydabilité, de l'azote organique et de l'azote ammoniacal.

Guth et Keim⁽²⁾ ont repris l'étude de cette question et ils ont constaté que les modifications des caractères extérieurs des eaux d'égout sous l'action des nitrates sont indéniables. Une eau d'égout de mauvaise odeur est rapidement transformée en une eau dont l'odeur est modérée, légèrement terreuse. La couleur devient plus foncée au bout d'un à deux jours, et les matières en suspension se rassemblent en grande partie à la surface. L'alcalinité augmente sensiblement par suite de la formation de carbonate de soude aux dépens du sodium contenu dans le nitrate. Pour une eau d'égout non fermentée exigeant 500 à 500 milligrammes de permanganate par litre, il faut en général 500 à 500 grammes de nitrate par mètre cube, avec un contact de trois à cinq jours à température

(1) Voir *Ces Recherches*, 7^e volume, page 250.

(2) *Gesund. Ing.*, 1912, page 57.

moyenne, pour obtenir un liquide imputrescible; une eau d'égout très concentrée (600 à 900 milligrammes de permanganate par litre) demande 500 à 1000 grammes de nitrate par mètre cube. Une eau d'égout ayant subi la fermentation en fosse septique demande de 200 à 600 grammes par mètre cube, suivant la concentration, avec une durée de contact de deux à quatre jours. Les eaux d'égout très concentrées provenant de fermes, de brasseries, ne peuvent être complètement rendues imputrescibles par l'addition de nitrates, mais une dose de 200 grammes par mètre cube empêche la formation d'hydrogène sulfuré et les fermentations acides. La concentration de l'eau d'égout, mesurée par l'oxydabilité, ne peut cependant pas servir de point de repère pour déterminer la quantité de nitrates nécessaires. Une eau d'égout non fermentée exigeant 600 milligrammes de permanganate par litre peut devenir imputrescible par l'addition de 500 grammes de salpêtre, tandis qu'une autre eau d'égout, exigeant seulement 400 milligrammes de permanganate, peut rester encore putrescible après addition de 400 et même de 500 grammes de salpêtre par mètre cube. La quantité de nitrates à employer dépend d'ailleurs beaucoup de la nature et de la proportion des matières en suspension dans l'eau. Les changements observés par *Guth* et *Keim* dans la composition chimique des eaux sous l'influence du salpêtre ont été assez faibles. La diminution de l'oxydabilité a été en moyenne de 10 pour 100; les différences dans la teneur en azote organique et en azote ammoniacal ont été très peu sensibles.

Pour se rendre compte si l'action du nitrate se poursuit même après dilution de l'eau d'égout par les eaux d'un canal ou d'un fleuve, on a mélangé des eaux d'égout avec les eaux de l'Elbe dans des proportions variables de 1,1 à 1,5. On a constaté que si les eaux non traitées par les nitrates ne donnaient plus lieu à des phénomènes de putréfaction à la dilution de 1,5, ces phénomènes apparaissaient presque toujours à la dilution moindre. Au contraire, les eaux traitées par les nitrates n'ont été putrescibles dans aucun cas.

Guth et *Keim* ont également fait des expériences pour établir si l'action épuratrice des lits bactériens peut être augmentée par l'addition de nitrates à l'effluent d'entrée. De l'eau d'égout

non fermentée a été traitée à la station d'épuration d'*Hambourg-Fuhlsbüttel* sur lits bactériens à double contact, sans addition de nitrates ou avec addition de 50 grammes de nitrates par mètre cube. Des essais identiques ont été faits, sans ou avec addition de salpêtre (100 gr. par mètre cube) sur les lits percolateurs à becs pulvérisateurs à la station d'épuration d'*Hambourg-Eppendorff*. Avec les lits bactériens à double contact on n'a observé aucune augmentation de l'action épuratrice en présence de salpêtre. Avec les lits percolateurs, les résultats ont été meilleurs. L'eau sortant de la fosse septique a perdu en six ou sept heures son odeur d'hydrogène sulfuré. L'effluent non traité est resté putrescible une fois sur trois, tandis que l'effluent traité par le nitrate s'est toujours montré imputrescible. Les propriétés physiques et la teneur en ammoniacque ont peu varié.

Les auteurs n'ont pu obtenir, dans le traitement des boues par les nitrates, les résultats très favorables signalés par *Weldert*. Des boues fraîches, traitées par deux à quatre kilogrammes de nitrates au mètre cube, ont bien perdu en vingt-quatre heures leur mauvaise odeur, mais il n'a pas été possible de constater une amélioration dans la facilité de drainage de ces boues, même avec une addition de huit kilogrammes de salpêtre et sept jours de contact. Une boue plus ancienne, d'odeur presque insupportable, n'a pas été modifiée après vingt-neuf jours de contact par une addition de salpêtre qui s'est élevée jusqu'à 12 kilogrammes par mètre cube; seule l'odeur nauséabonde s'est légèrement atténuée; la masse est restée aussi visqueuse et aussi difficile à drainer. Dans tous les échantillons de boues soumis à l'expérience, on a toujours constaté la présence de l'hydrogène sulfuré, même après traitement par les nitrates, et le rapport entre les matières organiques et inorganiques est resté le même dans les échantillons traités ou non traités. Cependant *Guth* et *Keim* ont pu constater un avantage du traitement des boues par les nitrates : l'effluent de drainage de ces boues reste toujours imputrescible.

Les auteurs tirent de leurs expériences la conclusion suivante : si le traitement des boues par les nitrates ne paraît pas avantageux, il est très possible que celui des eaux d'égout soit applicable dans la pratique. Il y a cependant des réserves à

formuler : comme le traitement par les nitrates ne diminue pas la teneur en ammoniacque, et n'amène pas de transformations importantes dans les matières organiques, il y a lieu de déterminer par de nouvelles expériences si les eaux ainsi traitées ne provoqueront pas des « nuisances » dans les canaux où elles s'écoulent. Dans tous les cas, le traitement par les nitrates semble augmenter la puissance épuratrice des lits bactériens percolateurs, qui peuvent supporter un chargement plus fort, et il peut rendre service pour combattre les mauvaises odeurs, dans les petites installations.

Guth et Keim ont enfin montré que l'addition de salpêtre n'entraîne pas une diminution du nombre des germes; bien au contraire, la présence des bactéries est indispensable pour que les nitrates produisent leur action. Dans ce dernier cas, il y a destruction des nitrates avec dégagement d'azote gazeux, et l'oxygène de ces nitrates agit sur les matières organiques; empêche la formation des produits de putréfaction et favorise l'oxydation du soufre organique.

Bach ⁽¹⁾ a fait des essais sur le traitement des eaux d'égout par le salpêtre à la station d'épuration des eaux de *Recklinghausen-Ost*, installée suivant le système *Emscher*. Ces eaux sont composées d'un mélange d'eaux résiduelles industrielles. Pour étudier l'action du nitrate, *Bach* n'a pas eu recours au permanganate qui ne peut donner que des résultats inexacts à cause de la formation de nitrites dans les échantillons traités par les nitrates. Il s'est basé sur le dosage de l'hydrogène sulfuré dissous, qui permet de se rendre compte rapidement si des phénomènes de putréfaction se produisent dans l'eau: il y a joint le dosage des nitrites formés, de l'azote ammoniacal, de l'azote organique, et du chlore, cette dernière détermination servant simplement à contrôler la concentration de l'eau.

Les essais ont été effectués dans quatre bacs d'un mètre carré qu'on pouvait remplir avec de l'eau brute ou de l'eau décantée, et on a étudié l'action du salpêtre en eau stagnante ou en eau courante. Les quatre bacs ont été remplis en même temps avec de l'eau provenant des décanteurs *Emscher* et

(1) *Gesundheits Ing.*, 1912, page 541.

donnant moins d'un demi-centimètre cube de dépôt par litre; après deux heures de repos, le bac n° 1 est resté comme témoin, et les bacs n° 2, 3 et 4 ont reçu des quantités croissantes de salpêtre. Des échantillons d'eau ont été prélevés toutes les 24 heures et soumis en même temps à l'analyse. Les résultats obtenus furent assez variables suivant les conditions des expériences; mais on a pu constater en général que l'addition de salpêtre diminue la quantité d'hydrogène sulfuré qui se forme et favorise la minéralisation de l'azote organique.

Pour obtenir ce résultat, il est toutefois nécessaire d'employer, dans les eaux d'égout de *Recklinghausen*, 1 kilog de nitrate de soude par mètre cube, ce qui rend le procédé trop coûteux pour être pratiqué.

D. — ÉPANDAGE

Épuration des eaux d'égout par le sol⁽¹⁾.

Bien que l'épuration des eaux d'égout par le sol ait eu, à une certaine époque, de nombreux partisans, un fait caractéristique du changement d'opinion des ingénieurs et des chimistes à ce sujet s'est produit au *Royal Sanitary Institute*, où la communication de *A. Roechling* ne trouve qu'un seul avocat pour montrer avec lui l'efficacité de cette méthode, — l'assemblée comprenant cependant les plus éminents ingénieurs et chimistes spécialisés dans cette question. — *M. Roechling* a une haute opinion des champs d'irrigation de *Berlin*, de leur aménagement et des résultats obtenus, et son travail se rapporte entièrement à leur description. Ces champs, d'une superficie de 17384 hectares, reçoivent les eaux usées d'une population d'environ deux millions et demi d'habitants. Ils consistent en terrains de nature sableuse, naturellement improductifs, qui ne sont pas mal adaptés à l'épuration des eaux d'égout; des conditions semblables, toutefois, ne se ren-

(1) *San. Rev.*, 50 nov. 1911, p. 515.

contrent nulle part aux environs des grandes villes du continent. Aucune ville anglaise ne pourrait acquérir des terrains à aussi bas prix que ceux de *Berlin*, c'est-à-dire à raison de 2900 francs l'hectare. Il n'apparaît pas que la municipalité de *Berlin* ait été capable de faire avancer, comme résultat du travail d'irrigation, la connaissance que les ingénieurs possèdent sur l'irrigation terrienne, ni que le coût de l'épuration à *Berlin* soit plus économique. On connaît de nombreuses villes anglaises où les eaux d'égout sont épurées à un prix beaucoup moindre par habitant au moyen des filtres biologiques. L'épuration terrienne des eaux d'égout n'est pas, cela est généralement admis, praticable dans une contrée à population dense. De plus, le fait de conserver ce système n'est pas à l'avantage des connaissances scientifiques des ingénieurs et des chimistes. Au point de vue utilitaire, il est irrationnel que les terrains de valeur convenable pour la construction d'habitations, d'usines, etc., soient affectés à l'irrigation, et l'on ne peut pas considérer comme un titre pour les Allemands ce fait de perpétuer la monopolisation d'une surface de 17 584 hectares, à côté de la capitale de leur empire, pour l'épuration terrienne des eaux d'égout.

Ferme d'irrigation d'eaux d'égout d'Edmonton (Angleterre)⁽¹⁾.

La ferme comprend 95 hectares de terrains sur lesquels les eaux d'égout sont traitées par le principe de l'irrigation sans limite. La population dont les eaux sont reçues à la ferme est de 98 455 habitants, comprenant 64 820 pour *Edmonton* et 35 615 pour *Sonthgate*.

Les eaux d'égout arrivent à la ferme dans un réservoir en sous-sol d'une capacité de 9000 mètres cubes et sont élevées dans trois réservoirs de dépôt d'une capacité totale de 2724 mètres cubes. Les eaux s'écoulent sur la partie nord de la ferme pour un traitement préliminaire, puis dans une fosse à gravier d'une superficie de 14 150 mètres carrés, et enfin passent sur la terre avant d'être déversées dans le canal qui

⁽¹⁾ *San. Rec.*, 16 nov. 1911, p. 470.

les conduit à la rivière *Lee*. Les effluents examinés par les autorités compétentes ne présentant pas les caractères exigés, une meilleure épuration fut imposée. Dans ces dernières années, de grandes difficultés furent rencontrées pour obtenir une épuration satisfaisante, montrant que la terre était saturée d'eau d'égout et que la fosse à gravier était devenue inefficace; en vidant cette dernière on y trouva une grande quantité de boues. Après en avoir retiré celles-ci, on creusa des trous en différents endroits pour reconnaître la composition du sous-sol qui était de sable dur et de gravier lavé sur une profondeur de 1^m,50. C'était un filtre idéal, et comme la surface, de 14 150 mètres carrés, se prêtait au déversement d'un grand volume d'effluent d'eau d'égout pour un traitement secondaire sans matières en suspension, il fut décidé d'y poser un tuyau de 575 millimètres à une profondeur de 1^m,20 au centre des lits, avec trous d'hommes pour l'aération et la visite, duquel partiraient à angle droit des drains de 100 mètres à la même profondeur écartés de 5^m,50.

La conduite principale collecterait ainsi tout l'effluent qui s'écoulerait dans un puits, d'où une pompe le reprendrait pour le déverser dans le canal d'évacuation.

L'effluent du traitement préliminaire, avant de passer sur les lits, traverse un crible fixe composé de trous de 5^{cm},16; il est déversé dans une chambre en béton à 5^m,20 au-dessus du niveau des lits de gravier, puis dans une autre chambre et est distribué sur toute la longueur des lits par des tubes de fer, sous une pression de 2^m,70, à des caniveaux formant sept artères courant au travers des lits. Ces caniveaux sont percés de trous de 4^{mm},7 espacés de 0^m,75, écoulant chacun 5^l,70 d'eau à la minute, soit 5050 mètres cubes à l'heure, débit moyen des égouts par temps sec. Chaque jet est projeté sur une lame de zinc qui livre l'eau en fine pluie.

Depuis que ce procédé, le seul de ce genre employé en Angleterre, a été mis en pratique, les résultats contrôlés ont été satisfaisants.

E. — LITS BACTÉRIENS

Contribution à l'étude du mode d'action des lits bactériens (1).

Guth et *Feigl* se sont proposé de démontrer d'une façon définitive, pour faire cesser certaines polémiques et certaines contestations, qu'en détruisant les bactéries ou en supprimant l'accès de l'oxygène, le fonctionnement des lits bactériens cesse rapidement. Dans ce but, on a fait passer sur un petit lit bactérien d'expérience de l'eau renfermant du sérum de cheval et titrant 120 milligrammes d'azote organique par litre : le contact durait deux heures et il était suivi de trois heures d'aération. Quand le lit bactérien a été en plein fonctionnement, on a obtenu après passage un liquide imputrescible : la diminution de l'oxydabilité était de 50 à 60 pour 100; celle de l'azote organique environ de 70 pour 100. En remplaçant l'air par une atmosphère d'azote, on a constaté une réduction rapide de la faculté épuratrice; la diminution de l'oxydabilité est tombée à 22 pour 100, celle de l'azote organique à 40 pour 100. Au contact de l'air, l'effluent de sortie renfermait environ 0^m^m^r5 d'ammoniaque et 100 milligrammes de nitrates par litre. Dans une atmosphère d'azote, l'ammoniaque a atteint 42 milligrammes par litre et les nitrates ont disparu. On a obtenu des résultats analogues dans une atmosphère d'acide carbonique ou d'hydrogène. En plaçant de nouveau le lit bactérien à l'air, la diminution de l'oxydabilité est revenue à 50 pour 100 au bout de quelques jours, et la teneur en nitrates a de nouveau atteint 100 milligrammes par litre.

En additionnant le liquide, avant un passage sur le lit bactérien, de 0,6 pour 100 de chlorure de sodium et de 0,01 pour 100 de sublimé (l'addition de chlorure de sodium ayant pour but d'empêcher la précipitation des albumines par le sublimé seul), on a réduit la diminution de l'oxydabilité

(1) D'après GUTH et FEIGL. *Gesundheits Ing.*, 1911, p. 941.

à 7 pour 100, celle de l'azote organique à 8 pour 100; et on n'a plus trouvé que 5 milligrammes d'ammoniaque par litre et pas de nitrates. Cette légère action peut s'expliquer par la destruction d'une petite quantité des matières organiques pendant les périodes d'aération du lit.

En faisant le bilan de l'azote dans les expériences précédentes, on constate qu'au contact de l'air on retrouve seulement la moitié de l'azote introduit, tandis qu'on en retrouve 95 à 98 pour 100 en l'absence d'oxygène ou de bactéries. En l'absence d'oxygène, on retrouve $\frac{1}{3}$ de l'azote sous la forme ammoniacale et $\frac{2}{3}$ sous la forme d'azote organique; en l'absence de bactéries, on retrouve presque tout sous la forme d'azote organique.

D'autres essais relatifs au bilan de l'azote ont montré qu'avec la filtration intermittente la perte d'azote atteint environ 46 pour 100. Cette perte dépend d'ailleurs du chargement du lit: un lit bactérien, chargé à raison de 250 litres par mètre carré de surface en 24 heures avec une solution d'albumine à 1 pour 1000, a donné un effluent encore putrescible et la perte d'azote a été de 59,5 pour 100; avec un chargement de 125 litres, l'effluent était imputrescible et la perte d'azote a atteint 52,2 pour 100. Dans le premier cas, les $\frac{2}{3}$ de l'azote restaient encore à l'état organique; dans le second cas, il n'en restait plus qu'un tiers.

Les auteurs ont également étudié la dégradation du soufre organique, introduit sous la forme d'albumine, par le passage sur les lits bactériens. Ils ont constaté que tout le soufre organique passait rapidement à l'état de sulfates: on retrouve en moyenne 99,7 pour 100 du soufre introduit.

Les lits bactériens de contact.

Dans le rapport du « Massachusetts State Board of Health », MM. *H. W. Clark* et *S. M. Gage* ont décrit leurs expériences sur l'épuration des eaux d'égout par les lits bactériens de contact à la station expérimentale de *Lawrence* ⁽¹⁾.

Un filtre à coke était en fonctionnement depuis dix ans; les

(1) D'après l'*Engineering Record*, 15 janv. 1912, p. 55.

deux autres, formés de couches horizontales d'ardoises, ne fonctionnèrent qu'un an et demi. Le lit à coke, d'une surface de $0^{\text{m}^2},20$ et de $1^{\text{m}},50$ de profondeur, est construit de morceaux de coke passant tous au tamis à mailles de 25 millimètres; 75 pour 100 passant au tamis à mailles de 12 millimètres et pratiquement rien au tamis de 6 millimètres. Ce filtre a toujours été alimenté avec de l'eau d'égout criblée. Il est rempli une fois par jour; le liquide séjourne 2 heures et le filtre est en repos une semaine sur six. Le taux moyen de déversement en 1910 a été de 580 litres par mètre carré et par jour. Au 1^{er} décembre 1909, 52 pour 100 de l'espace, vide à l'origine, était rempli par les matières déposées. Jusqu'à fin mai 1910, l'espace libre du filtre resta sensiblement constant; mais en juillet et août la quantité de matières déposées augmenta jusqu'à 65 pour 100 des vides laissés entre les matériaux. Pendant la dernière partie de l'année, le nettoyage se fit spontanément, si bien qu'à la fin de 1910 l'espace libre était seulement un peu moindre de ce qu'il était au commencement de l'année.

Les lits d'ardoises sont construits de couches de plaques d'ardoises placées horizontalement, séparées par des petits blocs de béton de 18 millimètres d'épaisseur. Un lit a une surface d'environ $0^{\text{m}^2},96$ et contient 27 couches d'ardoises, la surface utilisable pour le dépôt des boues étant de 445 centimètres carrés par litre d'eau d'égout contenu dans le filtre. L'autre lit d'ardoise a une surface de $0^{\text{m}^2},62$ et contient 8 couches d'ardoises, la surface utilisable pour le dépôt des boues étant de 265 centimètres carrés par litre d'eau d'égout contenu dans le filtre. Les deux filtres étaient disposés de façon que les couches d'ardoises puissent être lavées par irrigation. Le premier recevait l'eau d'égout de la station et le deuxième l'effluent de doubles bassins de décantation. Les deux filtres étaient remplis une fois par jour et fonctionnaient comme lits de contact. Jusqu'au 1^{er} juillet 1910 le contact durait deux heures. Par la suite il fut réduit à une heure. Les lits fonctionnaient six jours par semaine sans période de repos.

La retenue des matières en suspension pour le plus grand filtre fut seulement de 45 pour 100 environ, d'après l'azote albuminoïde en suspension, et environ 59 pour 100 pour les

matières totales. L'élimination totale des matières organiques fut environ de 22 pour 100 pour l'azote albuminoïde et de 25 pour 100 pour l'oxygène absorbé et les matières organiques totales.

La retenue des matières en suspension par le plus petit filtre fut seulement de 10 pour 100 pour l'azote albuminoïde en suspension, et environ 55 pour 100 pour les matières totales. L'élimination totale des matières organiques fut de 11 pour 100 pour l'azote albuminoïde, 7 pour 100 pour l'oxygène absorbé et 16 pour 100 pour les matières organiques totales.

En comparant ces résultats, il faut se rappeler qu'une proportion considérable des matières en suspension avaient déjà été séparées de l'eau alimentant le petit filtre, tandis que, pour le grand filtre, l'eau d'égout contenait toutes les matières en suspension.

Le 19 mars une quantité de boue équivalant à 1 pour 100 de la capacité du filtre fut enlevée du grand filtre. A la fin de l'année, environ 10 pour 100 de la capacité de chaque lit était remplie par la boue accumulée. Depuis la fin d'avril la boue était en accroissement graduel dans le grand lit. Pendant l'été, toutefois, une quantité considérable de boues était éliminée et beaucoup d'espace perdu fut ainsi récupéré.

En plus de l'élimination des matières en suspension, l'épuration dans les deux filtres a été très faible et la nitrification peu active. La proportion de nitrates dans l'effluent du grand filtre a été, en moyenne, pour l'année, de 0^{m^{gr}},9 par litre, et dans celui du petit filtre de 2^{m^{gr}},7.

D'après ces résultats et ceux des expériences de 1901 et 1902 les filtres et bassins de ce type ne peuvent donner qu'une clarification préliminaire de l'eau d'égout et, pour cette raison, ils seront peut-être classés parmi les procédés de clarification. Le grand lit d'ardoises donne de beaucoup moins bons résultats que le filtre à charbon et le bassin de décantation employés avec la même eau d'égout. Les auteurs ne peuvent actuellement donner leur opinion sur l'influence des lits d'ardoises, ni sur la digestion de la boue dont la composition et la consistance subirait des modifications qui la rendraient plus facile à traiter.

Les lits bactériens à percolation.

Dans une réunion de l' « Association of Managers of Sewage Disposal Works », *J. E. Farmer* a exposé la théorie et la pratique des lits bactériens à percolation⁽¹⁾.

La théorie de la filtration par percolation est que, lorsqu'un liquide pollué est déversé sur une surface, cette surface se recouvre des agents nécessaires pour l'épuration de ce liquide. En pratique, les choses se passent ainsi : mais cette théorie n'explique qu'en partie le travail du filtre. Le premier facteur qui vient à l'esprit, d'après la théorie, est la superficie, et on doit s'attendre à ce que, si la surface s'accroît, l'épuration obtenue soit plus importante ; ceci est démontré, car l'épuration obtenue avec des lits de scories est meilleure qu'avec des lits de gravier, les matériaux étant de mêmes dimensions et en quantités égales.

En comparant la surface de matériaux de même nature, mais de grosseurs différentes, on voit que, pour la même masse, la surface peut s'accroître considérablement. Ainsi une mesure de 1 mètre cube contiendrait une sphère de 1 mètre de diamètre ayant une surface de 5^{m²},14 ; la même mesure contiendrait 1000 sphères de 0^m,1 de diamètre ayant au total une surface de 51^{m²},4, dix fois plus grande que la précédente.

Un autre facteur qui doit être pris en considération est le volume de l'espace laissé entre les particules formant le corps du lit bactérien. Si cet espace est trop petit, le frottement pour le passage direct des matières solides de haut en bas est trop important ; il en est de même pour le passage de l'air. Si on prend le même exemple que plus haut, la sphère de 1 mètre de diamètre laissera un espace de 0^{m⁵},4764 ; les petites sphères de 0^m,1 de diamètre laisseront des espaces 1000 fois plus petits. Ces calculs sur des formes géométriques sont beaucoup plus rigoureux que ce qu'on a pu obtenir en pratique, mais ils donnent une notion de ce qui se passerait dans un filtre idéal.

(1) *San. Rec.*, 12 octobre 1911, p. 547.

D'après la théorie énoncée plus haut on arrive aux conclusions suivantes :

1° Plus les particules d'un lit bactérien sont petites, plus leur surface est grande ;

2° Plus les particules d'un lit bactérien sont petites, plus les espaces compris entre chacune de ces particules sont petits.

Ces deux conclusions ont une grande importance pour la construction des lits bactériens, dont l'effet doit être d'oxyder les matières en suspension et d'épurer le liquide. Si l'espace compris entre chaque particule est si petit que la résistance au passage des matières solides est plus grande que le taux d'accumulation, il en résulte du colmatage et la stagnation à la surface du lit.

La capacité des interstices peut-être diminuée, non seulement par l'emploi de matériaux plus fins, s'ils ont été triés, mais aussi par mélange de matériaux fins et de matériaux plus gros. Il est évident qu'en augmentant la surface par mélange de matériaux de diverses grosseurs, on augmente aussi la résistance au passage des matières solides et de l'air.

Une conclusion générale est que, pour déterminer la grosseur des matériaux à employer, on doit considérer la qualité de l'eau d'égout, le volume à épurer sur une surface donnée et le degré d'épuration exigé.

En pratique, on choisit telle ou telle sorte de matériaux soit à cause de leur faible prix, soit parce qu'ils ont été reconnus convenables. Les scories sont les plus employées en raison de ce fait que, dans les districts à population dense, elles forment un sous-produit des usines ; dans quelques endroits, le gravier, les débris de poteries, etc., sont moins chers, mais le bon marché ne sera pas la raison principale du choix des matériaux, car ils peuvent ne pas avoir les propriétés requises pour produire l'épuration désirée. Les scories ont l'avantage sur beaucoup de matériaux de présenter une grande surface comparativement à leur masse et sont ainsi plus appropriées pour donner un plus haut degré d'épuration que les matériaux à surface plus lisse. Certains matériaux peuvent être composés de particules de différentes grosseurs pourvu que, lorsqu'ils ne sont pas triés, les interstices soient de volume convenable ;

mais il faut prendre soin d'éviter de produire une masse solide, comme dans le mélange de matériaux pour la préparation du béton, de façon à obtenir la surface maximum tout en gardant le maximum de volume interstitiel. Pour arriver à ce résultat on emploie généralement les scories et les lits sont constitués en couches, les plus gros morceaux étant au fond et en décroissant de grosseur jusqu'à la surface.

En plaçant les matériaux les plus fins à la partie supérieure, leur surface est plus grande que dans les parties inférieure ; ils arrêtent les matières solides à l'endroit où elles peuvent disposer d'une plus grande quantité d'oxygène que dans les parties basses. De plus, les gros matériaux du fond facilitent le drainage. L'expérience a montré qu'un bon drainage était absolument nécessaire et que, pour obtenir les meilleurs résultats, les matériaux à surface lisse comme le gravier sont les plus efficaces.

Il reste encore bien des points à élucider pour que l'épuration des eaux d'égouts repose sur des bases scientifiques, mais avec les travaux de ceux qui étudient ce sujet et les recherches patientes de ceux qui conduisent chaque jour cette épuration, on peut espérer que, dans l'avenir, ces bases scientifiques seront établies comme elles l'ont été pour un grand nombre d'industries. Celui qui examine chaque jour un filtre bactérien note que, au cours de l'année, de nombreux changements peuvent se produire. Parfois la surface du lit est couverte de cultures de couleur gris sale ; plus tard les cultures sont vertes ; à d'autres moments on n'observe aucune culture, ou les cultures variées sont en plaques de différentes grandeurs. D'autre part, la quantité de matières humiques éliminées des lits s'accroît subitement ; le degré d'épuration est quelquefois affecté d'une façon inaccoutumée. On peut espérer connaître la cause et les effets de ces changements, ce qui non seulement résoudra le problème de l'épuration des eaux d'égout, mais encore la placera sur des bases scientifiques. Il faut pour cela le concours des directeurs de stations d'épuration ayant la patience de faire les observations et la science de les coordonner.

Lorsque, comme dans la plupart des cas, la dépense de construction des lits est limitée, il est de beaucoup préférable

d'engager les sommes disponibles dans la partie nécessaire à l'épuration, telle que la distribution, les matériaux du lit et le drainage, que dans la construction de murs artistiques, car il importe peu au directeur de la station que la série des filtres ait une apparence agréable au dehors.

Stabilité des effluents de lits bactériens de contact et de lits percolateurs (1).

A la station de *Lawrence* les déterminations systématiques de la putrescibilité des effluents de lits bactériens de contact et de lits percolateurs ont été continuées et les résultats en sont rapportés par MM. *W. Clark et S. M. Gage*.

Les filtres construits avec de gros matériaux et alimentés à un taux élevé ne donnent pas des effluents limpides comme les filtres à sable. Toutefois, lorsqu'ils sont convenablement construits et alimentés, ces filtres peuvent donner des effluents bien nitrifiés et non putrescibles qui, après clarification pendant une courte période de décantation, sont susceptibles d'être traités avec succès par dilution.

Différentes méthodes de détermination et d'expression de la putrescibilité sont en usage dans les laboratoires. A la station, on note la production d'odeur et le noircissement des échantillons conservés dans des flacons bouchés, complètement remplis, pendant cinq jours d'incubation à 80 F (26°, 7 C). On pense que cette méthode donne la vraie putrescibilité, qui est la putréfaction et elle n'est pas influencée par des actions réductrices qui modifient les résultats dans beaucoup d'autres méthodes.

Ces effluents de deux lits de contact en ardoises furent toujours putrescibles; l'effluent d'un autre lit de même nature fut soit putrescible, soit de qualité douteuse environ deux fois sur trois. Ce dernier lit fut mis hors service à la fin de 1909, car il était tellement colmaté que les actions réductrices prédominaient sur la nitrification.

L'effluent d'un filtre percolateur, formé de gros morceaux

(1) *Eng. Rec.*, 9 mars 1912, p. 265.

de scories rugueuses, fut de qualité beaucoup meilleure pour la stabilité que celui d'un autre filtre de même hauteur et alimenté au même taux, mais formé de morceaux de pierres un peu plus petites et plus lisses.

Les expériences avec un filtre divisé en sections ont montré l'effet du taux d'alimentation sur la stabilité de l'effluent. Jusqu'à 784 litres par mètre carré et par jour, l'effluent était stable 80 fois sur 100 la première année et toujours stable la deuxième année, tandis qu'avec 2240 litres par mètre carré et par jour, et au-dessus, l'effluent n'était stable que 57 fois sur 100 la première année et 69 fois sur 100 la deuxième année. Les autres sections donnaient des effluents de stabilité intermédiaire.

Bien qu'il soit théoriquement possible d'obtenir des effluents imputrescibles, même lorsque les nitrates sont en faible proportion, cette méthode d'opérer n'est pas pratique, et l'expérience de *Lawrence* a été que les effluents qui se montraient imputrescibles étaient toujours riches en nitrates et inversement. Lorsque les effluents contenaient en moyenne plus de 20 milligrammes de nitrates par litre, tous les échantillons étaient imputrescibles. Lorsque la teneur en nitrates était de 10 à 20 milligrammes par litre, avec deux ou trois exceptions seulement, 10 à 50 pour 100 des échantillons étaient putrescibles. Les effluents moins nitrifiés en moyenne étaient le plus souvent putrescibles.

Les lits bactériens de Dibdin, en ardoises (Slate beds).

Nous avons, dans un volume précédent⁽¹⁾, décrit les lits bactériens de *Dibdin*. Nous rappellerons qu'ils sont formés de couches superposées d'ardoises (chaque ardoise mesurant de 0^m,50 à 0^m,90 sur 6 millimètres environ d'épaisseur) séparées par des morceaux d'ardoises de 50 à 62 millimètres d'épaisseur. Ces lits ont une hauteur moyenne de 0^m,90; ils sont d'ordinaire presque complètement remplis avec les eaux d'égout à épurer. L'inventeur a montré depuis les transforma-

⁽¹⁾ *Ces Recherches*. 5^e volume, p. 85.

tions que subissent les matières organiques qui s'y déposent⁽¹⁾.

Les lits d'ardoises de *Dibdin* ayant été construits dans un certain nombre de stations anglaises d'épuration des eaux d'égout, le « Local Government Board » chargea la Commission Royale nommée pour l'étude de ces questions, de faire une enquête sur les avantages de ce procédé⁽²⁾. Dans la liste soumise par l'inventeur, les commissaires choisirent trois stations



Fig. 8. — Construction d'un lit d'ardoises à Malden (Surrey).

qui furent mises en observation pendant un peu plus d'un an. Des échantillons moyens d'eaux d'égout et d'effluents des lits furent prélevés au début et à la fin des observations (fig. 8).

Dans son cinquième rapport⁽³⁾ la Commission avait porté le jugement suivant :

« Comme résultat de notre inspection des lits de *Devizes*, nous arrivons à la conclusion expérimentale que les lits primaires contenant de grandes plaques d'ardoises doivent être

(1) *Ces Recherches*, 4^e volume, p. 102.

(2) Rapport de la Comm. Royale Angl., vol. III, appendices, part. II, 1911.

(3) Résumé dans le 4^e volume de *Ces Recherches*, p. 150.

considérés plutôt comme des bassins préliminaires de décantation et septiques que comme des lits de contact. »

L'effluent d'un lit d'ardoise ne peut pratiquement être distingué d'un effluent de bassin. Il contient environ la même quantité de matières en suspension et il exige une épuration

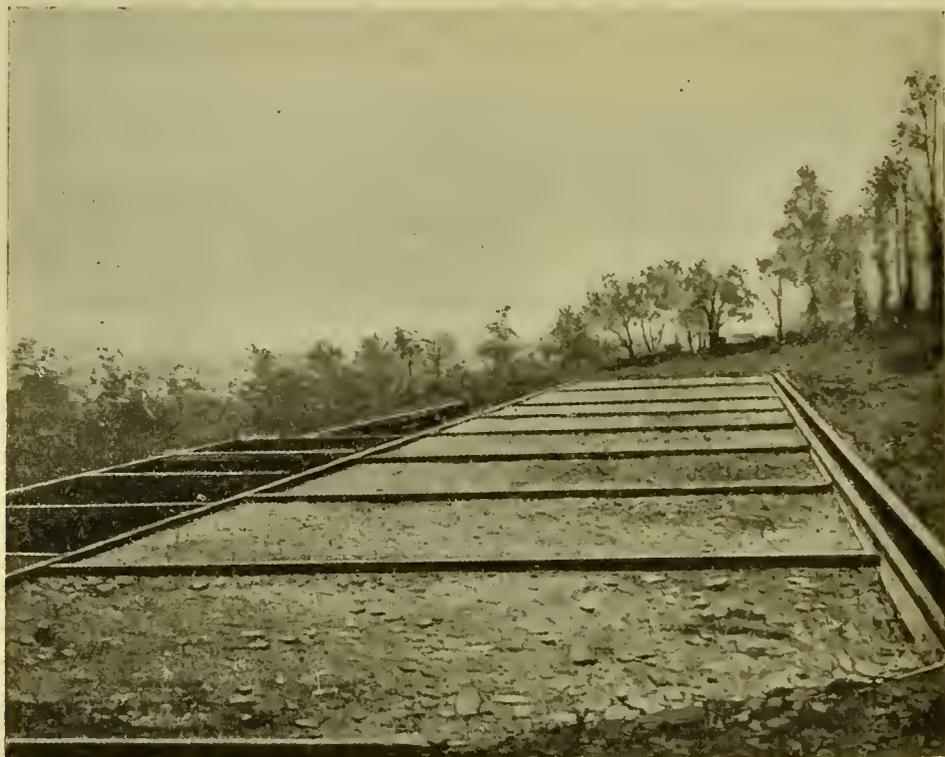


Fig. 9. — Vue générale des lits bactériens à ardoises, à Devizes.

semblable à celle qui serait nécessaire à un effluent de bassin de la même eau d'égout (fig. 9).

Les concentrations calculées pour les eaux des trois stations d'après la méthode de *Mac Gowan*, sont les suivantes :

	Eau d'égout brute	Eau d'égout décantée	Effluent du lit d'ardoises
<i>Devizes</i>	175	»	150
<i>East Dereham</i>	118	»	95
<i>Machynlleth</i>	59	52	46

Les eaux de *Devizes* sont très chargées, celles de *East Dereham* sont chargées et celles de *Machynlleth* sont diluées.

Le tableau suivant montre le pourcentage de réduction des matières en suspension obtenu par séjour des eaux d'égout dans les lits d'ardoises. Les quantités sont en milligrammes par litre, moyenne de 10 prises d'échantillons moyens.

	Eau d'égout brute	Eau d'égout décantée	Effluent du lit d'ardoises	Réduction p. 100
<i>Devizes</i> . . .	428	"	142	66,6
<i>Dereham</i> . . .	179	"	94	47,5
<i>Machynlleth</i> .	114	84	61	27,4 (1)

Par comparaison, le cinquième rapport donnait, pour la décantation continue, des pourcentages de réduction des matières en suspension variant pour 6 stations de 40 à 80 : moyenne 66. Pour le traitement en fosse septique dans 16 stations, la réduction variait de 55 à 86 pour 100 : moyenne 59 pour 100.

Il est clair que les règles pratiques qui s'appliquent au traitement des eaux d'égout décantées et des effluents de fosses septiques s'appliquent aussi aux effluents des lits d'ardoises. Les observations faites à *Devizes* et *Dereham* montrent que, par un simple contact dans les lits d'ardoises, les eaux d'égout très concentrées et moyennes ne donnent pas un effluent satisfaisant; aussi l'eau ainsi traitée est-elle opalescente et très fortement odorante.

A *Machynlleth*, on obtient un effluent imputrescible par le traitement de l'effluent dilué des lits d'ardoises sur filtres percolateurs, au taux de 252 litres par mètre cube de matériaux par vingt-quatre heures et par temps sec.

Perte de capacité. — La capacité pour l'eau des lits d'ardoises est environ 85 à 90 pour 100 de la capacité totale des lits. Cette capacité peut être maintenue en grande partie si les boues sont évacuées fréquemment.

A *Devizes*, les lits ayant reçu depuis cinq ans des eaux contenant 450 milligrammes par litre de matières en suspension, à raison de 0,9 remplissage par jour en moyenne, avaient gardé 75 pour 100 de leur capacité totale initiale. Pendant la période d'observation, c'est-à-dire dans les quatrième et cin-

(1) Calculée sur l'eau décantée.

quième années, la capacité des deux lits resta pratiquement constante. A cette station, les vannes des lits étaient ouvertes chaque matin pour évacuer la boue accumulée. On a calculé que la perte de capacité correspond à 100 litres par 1000 mètres cubes d'eau traitée.

A *Machynlleth*, après avoir reçu pendant deux années une moyenne de trois remplissages environ par jour avec de l'eau d'égout décantée contenant 80 à 90 milligrammes de matières en suspension par litre, les lits gardaient 75 pour 100 de leur capacité totale originelle. Les vannes des lits étaient laissées ouvertes après chaque vidange. La perte de capacité a été calculée de 48 litres par 1000 mètres cubes d'eau traitée.

A *Dereham* où, pour éviter le colmatage des lits de contact, on retenait la boue dans les lits d'ardoises, la perte de capacité a été très importante. En recevant en moyenne 1,1 remplissage par jour avec de l'eau d'égout contenant 180 milligrammes par litre de matières en suspension pendant 18 mois, les lits d'ardoises ne gardaient que 44 pour 100 de leur capacité totale originelle. Dans ce cas, la perte de capacité fut de 1126 litres par 1000 mètres cubes d'eau traitée. Malgré les soins pris pour retenir les boues dans les lits d'ardoises, les lits de contact subissent une perte sérieuse de capacité.

On a suggéré que les lits d'ardoises peuvent être lavés lorsqu'ils sont colmatés. La Commission, n'ayant eu connaissance d'aucun essai, ne peut donner une opinion sur la possibilité de ce lavage dans la pratique. Même en l'admettant, il serait désirable que des dispositions fussent prévues pour la décharge partielle et le traitement des boues à de fréquents intervalles. Cela évitera le colmatage des lits bactériens ou des canaux de distribution dans l'irrigation terrienne.

Pour les mêmes raisons il sera dans tous les cas utile de prévoir un bassin de décantation, dont la capacité ne sera pas nécessairement grande, pour la séparation des matières en suspension entraînées par l'effluent des lits d'ardoises.

Digestion des boues. — Généralement les boues des eaux d'égout contiennent 40 à 60 pour 100 de matières minérales. Les autres matières comprennent une partie considérable de cellulose et d'autres substances qui, on le sait, se décomposent sous les actions biologiques, mais très lentement aux tempé-

ratures ordinaires. Par suite, même dans les conditions les plus favorables, la digestion des matières en suspension dans les eaux d'égout par processus biologique sera toujours de beaucoup inférieure à 50 pour 100.

Il n'a pas été possible, dans les stations considérées, de se rendre compte de l'importance de la digestion des boues. Pour *Devizes* on a obtenu des nombres qui montrent que la digestion, ou plus correctement la diminution des matières solides qui se produit dans les lits d'ardoises, semble très faible, 1 pour 100 seulement des matières en suspension totales.

Production et traitement des boues. — Quoiqu'on puisse opérer avec des lits d'ardoises de façon à différer pour un temps considérable la nécessité de traiter les boues, cette manière d'agir ne paraît pas économique. Ainsi à *Dereham*, le résultat fut de colmater non seulement les lits d'ardoises mais les lits de contact.

A *Devizes*, les boues évacuées une fois par jour produisent environ 6,2 tonnes par jour, ou 2260 tonnes par année, de boues contenant 95 pour 100 d'eau. Ceci représente 0 tonne 546 de matière sèche ou 5 tonnes 460 de boues à 90 pour 100 d'eau par 1000 mètres cubes d'eau d'égout traitée. Il est à remarquer de plus que, à *Devizes*, les eaux d'orage traversent des bassins de décantation avant d'entrer dans les lits d'ardoises et que des lits d'ardoises spéciaux reçoivent une partie de ces eaux d'orage.

En comparant la production des boues avec celle des fosses septiques, par exemple pour *Manchester*, où toutes les eaux d'égout traversent des bassins à détritits et où des bassins de décantation spéciaux reçoivent les eaux d'orage, on note que la production des boues des fosses septiques par 1000 mètres cubes d'eau traitée fut de 5 tonnes 440 à 90 pour 100 d'eau pendant l'année 1909-1910.

A *Machynlleth*, l'eau d'égout diluée est en partie décantée avant d'être admise dans les lits d'ardoises et on remarque une très légère retenue dans ces derniers. La production de boues a été dans ce cas de 0 tonne 580 par 1000 mètres cubes.

Attendu que les eaux d'égout ne séjournent pas pendant un temps très long dans les lits d'ardoises, la boue diffère de

celles des eaux d'égout ou des fosses septiques : elle possède seulement une légère odeur, rappelant celle des algues marines, et elle est remplie d'une foule de petits animaux. Au microscope on est frappé du nombre des vibrions très mobiles qu'elle contient. On remarque aussi de nombreux petits vers dans la boue qui recouvre les ardoises.

La boue évacuée des lits d'ardoises, conservée humide, se putréfie et répand de mauvaises odeurs, mais il est peu douteux que lorsqu'elle est rapidement drainée en couches minces, elle ne puisse être traitée presque sans « nuisance ». On doit reconnaître toutefois que, si l'on veut obtenir des résultats satisfaisants, on devra prévoir un nombre suffisant de lits parfaitement bien drainés pour recevoir les boues ; lorsqu'elles seront égouttées on pourra les traiter à loisir. Comme le liquide qui s'écoulera sera très contaminé, on devra le reprendre pour lui faire subir un nouveau traitement.

Odeur des lits d'ardoises. — Les odeurs qui se dégagent des lits d'ardoises sont semblables en espèce et en intensité à celles des lits de contact. Lorsque l'eau est dans l'un ou l'autre de ces lits, il n'y a pratiquement aucune odeur, mais pendant le remplissage les matières en suspension des eaux d'égout se rassemblent à la surface des matériaux, scories ou ardoises, et nécessairement il y a « nuisance » locale. Ces matières peuvent toutefois être entraînées dans les lits d'ardoises pendant le remplissage.

On peut dire que l'effluent des lits d'ardoises donne lieu à plus de dégagements d'odeurs, quand il est distribué, qu'un effluent de bassin de précipitation, mais moins qu'un effluent de fosses septiques.

Si on les compare aux autres traitements préliminaires des eaux d'égout, les lits d'ardoises sont plus coûteux comme frais d'installation ; mais, en tenant compte de ce fait que les boues sont comparativement sans odeurs, ce procédé mérite d'être pris en considération lorsque la diminution de l'odeur d'une station d'épuration est de première importance. Il n'est pas désirable de décanter les eaux d'égout avant de les déverser sur des lits d'ardoises, puisque c'est justement le but de ce procédé. A *Machynlleth* on obtiendrait les mêmes résultats en traitant les eaux directement sur les lits.

Construction. — Comme dans le cas de la décantation par repos, l'emploi de lits d'ardoises implique une perte considérable de charge.

Pour éviter les fermentations septiques qui se produisent dans ces lits lorsque les eaux y séjournent trop longtemps, il serait nécessaire de diviser la surface des lits d'ardoises en un certain nombre d'unités, au moins 6 ou 8; d'où accroissement des frais d'installation.

La vidange de ces lits doit être faite aussi lentement et également que possible, de façon à éviter toute augmentation inutile de la boue. Dans quelques cas il peut être avantageux de les munir de vannes séparées pour évacuer la boue du fond des lits, en plus de celles pour l'écoulement de l'effluent.

M. J. S. *Dunkerly* a examiné les boues des lits d'ardoises et y a trouvé les organismes suivants :

1° *Boue qui s'écoule des lits :*

Polytoma uvella, biflagellé incolore,
Spirilles,
Trichomastix?
Nématodes,
Infusoires, Cyclidium glaucum, etc....

2° *Boue déposée sur les ardoises :*

Nématodes anguillules,
Diatomées,
Euglena viridis,
Polytoma uvella,
Flagellés saprophytes,
Bodo sp?
Bacillus spirochœtes semblable au B. s. dentium ou pallida,
Cyclidium glaucum,
Bactéries sulfureuses.

**Influence des eaux résiduaires industrielles
contenant des sulfocyanates sur l'épuration biologique
des eaux d'égout.**

Thimme ⁽¹⁾ a recherché quelle est l'influence des sulfocyanates d'ammoniaque, qu'on rencontre souvent dans les eaux résiduaires des usines à gaz, sur la marche des lits bactériens. Il a constaté que le sulfocyanate d'ammonium en petites proportions était entièrement détruit dans les lits bactériens percolateurs, sans que l'activité des lits soit modifiée. En proportions plus fortes, la destruction du sulfocyanate est incomplète, et l'activité des lits diminue. Il est donc nécessaire, quand on doit épurer des eaux d'égout mélangées à des eaux industrielles sulfocyanatées, de veiller à la dilution du sulfocyanate pour éviter un mauvais fonctionnement des lits bactériens.

Fowler, Ardern et Lockett ⁽²⁾ qui ont étudié l'épuration biologique de solutions diluées de sulfocyanates, ont constaté la destruction du sulfocyanate de potassium dans des solutions à 180 milligrammes par litre. On retrouve dans l'effluent de sortie 70 pour 100 de soufre à l'état de sulfate et 50 pour 100 de l'azote à l'état d'ammoniaque et de nitrates.

Nouveau type de bec pulvérisateur ⁽³⁾.

A l'Exposition internationale de Chicago, le district sanitaire de cette ville a exposé un modèle de filtre percolateur de 1^m,80 sur 5^m,60 garni de 24 becs espacés de 0^m,50 pour pulvé-

⁽¹⁾ *Gesundheits Ing.*, p. 542.

⁽²⁾ Voir *Ces Recherches*, 6^e volume, page 258.

⁽³⁾ *Eng. Rec.*, 7 octobre 1911, page 412.

Voir aussi d'autres types de becs pulvérisateurs, vol. I, p. 155; vol. II, p. 125; vol. III, p. 142; vol. IV, p. 99.

riser de l'eau au lieu de l'eau d'égout à la surface des pierres cassées. Le dessin (fig. 10) montre la forme et donne les dimensions de ces becs en millimètres; ils sont construits en bronze. Ils étaient alimentés par un réservoir sous une pression de 1^m.125 et donnaient ainsi une très bonne pulvérisation du liquide.

Nous pensons que le modèle aux dimensions indiquées est un modèle réduit, fabriqué spécialement pour la démonstration à l'Exposition, car avec les eaux d'égout, même les mieux décantées, il ne paraît pas possible, à moins d'entraîner des frais de nettoyage très importants, de réduire l'orifice de sortie à moins de 6 millimètres de diamètre.

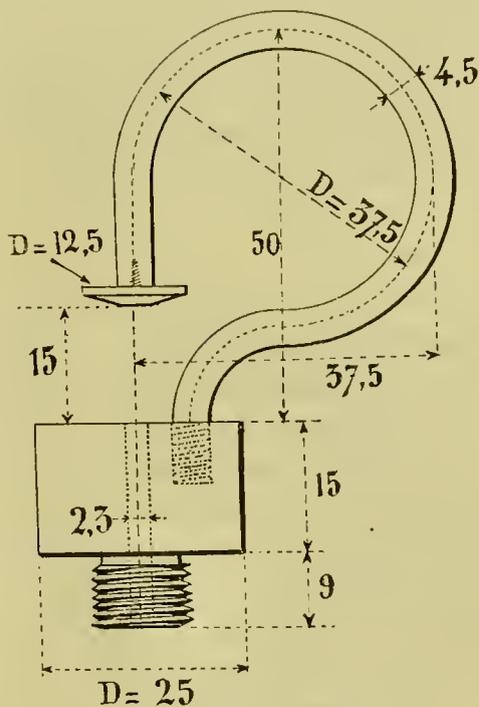


Fig. 10. — Bec pulvérisateur système Chicago.

F. — TRAITEMENT DES EAUX RÉSIDUAIRES INDUSTRIELLES

Eaux résiduaires de féculeries.

Dans une étude très documentée, M. A. Ch. Girard ⁽¹⁾ a proposé pour les eaux résiduaires de féculeries une méthode de traitement qui, si elle pouvait être généralisée à d'autres industries, permettrait de résoudre d'une façon aussi élégante que profitable la question de l'évacuation des eaux industrielles.

Les eaux résiduaires de féculeries, en mettant à part les eaux

⁽¹⁾ Ministère de l'Agriculture, Direction de l'Hydraulique et des améliorations agricoles, Comité d'Etudes scientifiques, fasc. 58, 1908, paru fin 1911.

de lavage des tubercules, renferment tous les principes solubles de la pomme de terre. Leur volume est évalué en poids à environ cinq fois celui des pommes de terre traitées. Leur composition est très variable, due surtout à la dilution, comme on peut en juger par les nombres maxima et minima donnés, par l'auteur, par litre d'eau :

	Maximum	Minimum
Eau.	991 ^{gr} ,450	997 ^{gr} ,264
Matière sèche totale	8,550	2,756
Matières minérales	2,525	0,818
Matières organiques	6,225	1,918
Azote total	0,684	0,180
Acide phosphorique	0,251	0,076
Potasse.	0,994	0,442
Chaux	0,187	0,045

En moyenne, la matière sèche de ces eaux a la composition centésimale suivante :

Matières minérales	67,65	pour 100
Matières organiques	72,55	—
Azote.	6,56	—
Acide phosphorique	2,65	—
Potasse.	15,64	—
Chaux	2,11	—
Chlore	0,41	—
Acide sulfurique SO ⁴ H ²	0,45	—
Magnésie.	0,15	—

Ces eaux entraînent aussi des débris cellulosiques en suspension, formant à peu près 27 pour 100 de la matière organique totale.

Évacuation. — Le déversement des liquides résiduaux de féculerie dans les rivières cause une pollution telle que les eaux deviennent impropres aux usages domestiques et à la vie des poissons.

L'auteur a fait une série d'expériences montrant la nocivité de ces eaux pour les poissons. Il conclut que la mort des poissons n'est pas due seulement à l'absorption de l'oxygène de l'eau par les matières organiques, c'est-à-dire à l'asphyxie proprement dite, mais plutôt à l'action de l'hydrogène sulfuré. Les poissons ne peuvent tolérer que de 1 à 2 milligrammes d'hydrogène sulfuré par litre d'eau.

L'épuration chimique donne des résultats imparfaits; elle permet seulement de séparer les particules en suspension, une partie de la matière albuminoïde et quelques corps peptiques; la plus grosse partie des matières azotées et hydrocarbonées reste intacte à l'état de dissolution.

Nous avons rapporté dans un volume précédent les expériences de l'Institut Pasteur de Lille sur l'épuration biologique de ces eaux⁽¹⁾.

L'épandage sur des terres de culture permet d'obtenir économiquement un double résultat : épuration et utilisation des eaux. La méthode qui consiste à déverser les eaux dans de grands bassins de décantation, entourés de digues, dans lesquels elles s'infiltrent et s'évaporent, est défectueuse. L'épuration est mauvaise et des odeurs infectent tout le voisinage; de plus, il se produit une accumulation trop considérable de principes fertilisants. Quant à l'irrigation proprement dite, elle est en général très mal conduite et très peu rationnelle, car on se préoccupe plus de l'irrigation que de l'utilisation. Pour représenter une fumure moyenne de 20 000 kilogs de fumier par hectare, il faudrait, suivant les cas, employer 100 à 800 mètres cubes d'eaux résiduaires de féculerie. Ainsi, l'auteur cite une féculerie qui déverse toutes ses eaux sur une surface de 5 à 6 hectares, alors qu'elle pourrait fertiliser une surface dix fois plus grande au moins. Pour l'épuration seule, on peut compter que, en terre suffisamment perméable, un hectare peut largement épurer 10 000 mètres d'eaux résiduaires pendant la campagne de féculerie.

D'autre part, pour utiliser convenablement ces eaux il faudrait irriguer environ 1 hectare de terre par 50 à 40 000 kilogrammes de tubercules traités à l'usine, soit 150 à 200 mètres cubes d'eaux résiduaires de composition moyenne.

Il faut ajouter que le plus fréquemment, par suite de l'absence de terrains appropriés disponibles, l'irrigation n'est pas possible.

Richesse des eaux en principes fertilisants. — Les liquides résiduaires de féculerie sont constitués par de l'eau tenant en dissolution la presque totalité des éléments solubles contenus

(1) *Ces Recherches*, 2^e volume, p. 252. — Voir aussi, 5^e vol., p. 156.

dans la pomme de terre. Le traitement de 1000 kilogrammes de tubercules entraîne dans les eaux résiduaires :

45 kilogrammes matières organiques.	
9 ————— matières minérales.	
2 kilog. 700 azote à 4 fr. 60 le kilogr	4 fr. 52
0 kilog. 700 acide phosphorique à 0 fr. 40 le kilog. . .	0 fr. 28
4 kilog. 500 potasse à 0 fr. 40 le kilog	1 fr. 80
Total	6 fr. 40

Récupération des principes utiles. — L'évaporation des eaux résiduaires plus ou moins diluées serait trop onéreuse; il n'en est pas de même si elle s'applique aux jus purs de pomme de terre. Ces jus contiennent en moyenne par litre :

Matières sèches totales.	50 ^{gr} ,540
Matières organiques.	38,170
Matières minérales	12,170
Azote total	58517
Acide phosphorique.	1,204
Potasse.	6,552
Chaux.	0,167

La proportion de ces jus est approximativement 80 pour 100 du poids de tubercules.

Il en résulte que l'évaporation laisserait, d'après les calculs de l'auteur, une marge de 12 francs, par kilogramme d'engrais obtenu, pour l'amortissement du matériel et la main-d'œuvre.

L'opération consisterait donc à passer la pulpe dans une forte presse qui donnerait d'un côté la pulpe débarrassée presque entièrement de ses matières solubles et qui, réimbibée d'eau, entrerait dans la série des tamis; d'un autre côté le jus, qui serait évaporé.

L'auteur a prévu les objections : — On ne sait quel serait le rendement des presses. Au laboratoire il n'a pu extraire que les deux tiers du jus, mais il est à croire que dans l'industrie on pourrait obtenir au moins les trois quarts. L'extraction incomplète diminuerait le rendement économique et ainsi seulement le danger de pollution par rejet des eaux dans les rivières. De plus, il est possible qu'une partie de la fécule soit entraînée à la pression, on serait alors obligé de laisser déposer les liquides dans des réservoirs pour récupérer les matières entraînées.

L'évaporation devrait se faire dans des appareils à triple effet permettant d'utiliser les chaleurs perdues de l'usine.

M. *Girard* rapporte qu'on a essayé en Hollande de coaguler les jus extraits et d'en séparer le coagulum; les eaux étaient alors considérées comme suffisamment épurées. De ces essais, il conclut que ce n'est ni un procédé de récupération, ni un procédé d'épuration. L'eau contient encore toutes les matières minérales, plus de la moitié de l'azote et plus des deux tiers des matières organiques. Cependant on signale que ce coagulum est une des substances azotées les plus riches que l'on connaisse : 12,75 pour 100 d'azote de la matière sèche. Il présente donc une valeur élevée comme produit d'addition dans les rations hydrocarbonées, telles que mélasses ou basses féculées. Le liquide séparé du coagulum donne par évaporation un résidu très riche mais très hygrométrique. — En résumé, ce procédé entraîne des complications et des dépenses, et il est préférable d'évaporer le jus intégralement sans chercher à y opérer des séparations.

Eaux résiduaires de laiteries, aux États-Unis (1).

Dans les laiteries où l'on prépare le beurre et le fromage, on doit rejeter un volume d'eaux résiduaires dont une partie est employée à la nourriture d'animaux, mais dont l'autre partie doit être épurée car elle pollue les rivières dans lesquelles elle est déversée, comme l'indiquent les considérants d'un jugement : « Le rejet d'eau résiduaire de laiterie dans le lit d'une rivière traversant la propriété et près des habitations du plaignant, polluant l'eau et donnant naissance à des gaz nuisibles qui affectent l'usage et la jouissance du plaignant, est une nuisance. »

Les eaux résiduaires se composent de particules de fromage, de beurre et de crème, de petit-lait, etc... diluées dans l'eau de lavage des locaux et des appareils. A l'inverse des eaux d'égout, ces eaux sont évacuées fraîches et non peuplées

(1) D'après J. TEN BROEK BOWLES, *Eng. Rec.*, 7 octobre 1911. p. 419. Voir *Ces Recherches*, V^e vol., p. 64; VI^e vol., p. 195 et VII^e vol., p. 557.

de germes de putréfaction, de sorte que cette dernière met un certain temps à s'établir.

Le débit des eaux résiduaires de laiterie n'est pas constant, ce qui en rend le traitement difficile. Le matin un grand volume est évacué aussitôt après le barattage; le soir un autre grand volume provient du nettoyage de l'usine.

J. Ten Broeck Bowles a analysé l'eau de la laiterie de l'Université de Wisconsin qui, comparée avec d'autres eaux, présentait la composition suivante en milligrammes par litre :

	Laiterie de l'Université	Crèmerie Elkhorn	Crèmerie Garnet	Eau d'égout de Madison.
Ammoniaque libre	26,98	52,2	47,0	59,25
— albuminoïde.	38,55	45,8	105,5	6,0
Nitrates et Nitrites	"	"	"	"
Résidu total	1 702,8	2 121,5	7 575,0	896,4
Perte au rouge	169,3	1 200,0	2 216,0	201,0
Oxygène consommé	396,2	511,6	261,0	79,6
Matières en suspension. . .	154,16	521,0	668,0	150,0
Putrescibilité (heures) . . .	7,9	6	4	12

Les expériences ont été faites uniquement avec les eaux résiduaires de la laiterie de l'Université. Elles ont porté surtout sur les modifications qui se produisaient dans la composition de ces eaux lorsqu'on les conservait pendant un temps variable dans une fosse septique. Ces eaux sont peuplées de bactéries qui donnent d'abord au milieu une réaction plus ou moins acide. A mesure que la fermentation se produit le liquide diminue d'acidité pour devenir presque neutre.

	ALIMENTATION					
	6 fois par jour	5 fois par jour	2 fois par jour	1 fois par jour	1 fois pour 2 j. 1/2	1 fois par semaine
Ammoniaque libre	41,6	29,8	48,6	42,6	38,1	75,6
Ammoniaque albuminoïde. . .	26,5	29,7	50,1	15,12	1,5	1,25
Nitrites	"	"	"	Traces	1,0	2,0
Nitrates	"	"	"	0,395	0,0	0,0
Résidu total	1726,1	1524,6	1560,2	897,98	525,0	195,0
Perte au rouge	164,2	150,0	182,9	120,08	115,0	85,0
Oxygène consommé	155,8	135,4	179,5	85,57	18,0	17,0
Matières en suspension	100,1					
Putrescibilité	15 heures	17,6 heures	1 jour	1,80 jour	2 jours	5 jours

Les tableaux suivants indiquent les moyennes des analyses pour chaque période, en milligrammes par litre, des affluents de fosse septique alimentée de six fois par jour à une fois par semaine.

L'auteur tire de ses expériences les conclusions suivantes :

1° Il est démontré que, dans la fosse septique, lorsque les eaux résiduaires de laiterie y séjournent pendant six jours, il se produit une liquéfaction et une décomposition des matières solides.

2° Les eaux résiduaires de laiterie ayant séjourné pendant six jours dans une fosse septique, la matière organique qu'elle contient subit une diminution de 65 pour 100.

3° Ces eaux peuvent séjournier dans la fosse septique pendant un temps beaucoup plus long que les eaux d'égout des villes. Il y a dans ces eaux un grand nombre d'organismes producteurs d'acide lactique qui empêchent la prolifération des germes de putréfaction. Lorsque ces organismes ont transformé tout le sucre, les germes de putréfaction agissent à leur tour.

4° Lorsque ces eaux séjournent pendant six jours dans la fosse septique, on obtient un effluent stable qui n'a pas d'odeur putride.

5° Lorsqu'on ne peut déverser l'effluent dans un cours d'eau on l'épandra sur une prairie ou sur des lits de gravier. Dans ce dernier cas, il faut éviter que les eaux d'infiltration ne viennent contaminer les eaux d'alimentation de la laiterie comme cela s'est produit à *Elkhorn* (Wisconsin).

6° Lorsque la laiterie ne possède qu'une petite fosse septique, on devra épurer l'effluent sur des lits filtrants.

7° Le nettoyage de la fosse septique et des lits filtrants dépendra du volume des eaux traitées. Il sera effectué lorsque l'effluent deviendra mauvais.

8° Les résultats de cette étude ont montré que :

a) On peut traiter les eaux résiduaires de laiterie par fosses septiques.

b) C'est un procédé économique.

c) Il est applicable à toutes les laiteries, grandes ou petites.

Eaux résiduaires de brasseries.

Le procédé *Rohland* ⁽¹⁾ est basé sur l'emploi de l'argile. L'argile a la propriété d'absorber tous les colloïdes, toutes les matières colorantes complexes, les carbonates, bicarbonates, borates, silicates, une partie des phosphates, les carbures d'hydrogène C_nH^{2n} et C_nH^{2n-2} , les mauvaises odeurs, etc. Les eaux résiduaires de brasserie renferment beaucoup de substances colloïdes, de matières colorantes et le procédé *Rohland* s'appliquerait particulièrement à leur épuration. On doit choisir dans ce but l'argile noire ou brune, dont le prix est très bas (1 fr. 25 la tonne). Les boues précipitées sont utilisées comme engrais.

Action bactéricide des eaux de mines de houille et des eaux résiduaires de tannerie vis-à-vis du bacille typhique ⁽²⁾.

On avait remarqué qu'en aval des mines de Pensylvanie les eaux des rivières contenaient peu de germes microbiens, et spécialement on avait constaté l'absence des microbes, hôtes habituels des eaux d'égout, bien que ces eaux y fussent rejetées en quantité assez importante pour former des barres de matières déposées le long des rives. Pendant les périodes d'inondations toutefois, le volume des eaux de dilution était suffisant pour neutraliser l'acidité des eaux de houillères et par suite pour supprimer en grande partie le pouvoir bactéricide de ces dernières. On a reconnu que les germes des eaux d'égout sont détruits dans les rivières d'eaux naturelles et S. G. Dixon a été chargé par « le State Board Department of Health » de déterminer l'action des eaux des mines et de certaines eaux résiduaires de tannerie sur quelques microorganismes : le bacillus typhosus, le bacterium coli et le bacillus anthracis en particulier.

⁽¹⁾ *Zeitschrift für das Gesamte Brauwesen*, 1911, p. 1 et *Wasser und Abwasser*, 1911, p. 390.

⁽²⁾ Dr. Dixon, *Eng. Rec.*, 16 avril 1910, p. 555.

Les houillères considérées ont des puits à la profondeur de 167 mètres, avec des galeries s'étendant à l'est sur une longueur de 750 mètres, et à l'ouest sur une longueur de 2400 mètres. L'eau qui s'écoule dans les galeries est pompée et sert en partie au lavage du charbon.

Dans les tanneries on n'emploie que les extraits et principalement celui de Quebracho. On travaille les peaux sèches et salées et l'épilage est obtenu par le procédé à la chaux. Les peaux sont trempées, puis écharnées et épilées. Après lavage elles sont mises dans les vieux bains usés d'extraits pour neutraliser la chaux et enfin elles sont plongées dans les extraits actifs. Les eaux expérimentées sont les suivantes : deux bains usés d'extraits, deux mélanges de toutes les eaux résiduaires de la tannerie, un bain d'extrait ne contenant que très peu d'acide tannique, et un bain de blanchiment contenant de l'acide sulfurique et de l'acide tannique.

L'eau de mines de houille empêche la culture du bacille typhique après une heure de contact ; elle diminue progressivement la vitalité du *bacterium coli* qui ne peut plus être cultivé après 24 heures. Certains micro-organismes vécurent 5 jours, mais ne purent être retrouvés après 4 jours dans une expérience avec une très grande dilution. Les bains tannants usés font disparaître le bacille typhique après 6 heures, le bacille du côlon résiste 24 heures et même 5 jours pour une dilution de 1 pour 4000. Dans les bassins de tannerie le bacille du charbon diminue de nombre, mais même après 7 jours on en retrouve des germes, ce qui montre que les spores ne sont pas détruites.

La seule conclusion que l'on puisse tirer de ces expériences est que, en ce qui concerne le risque le plus sérieux de la pollution de l'eau par le bacille typhique et son indice le *bacterium coli*, et par déduction le vibrion cholérique qui succombe dans les eaux acides, l'interdiction de rejet des eaux de mines de houille, et des eaux résiduaires de tannerie dans les rivières, dont l'eau peut occasionnellement être consommée en boisson, serait une erreur. Ces organismes ne peuvent vivre longtemps dans une eau de rivière contenant une quantité appréciable de ces eaux résiduaires. On ne peut cependant pas, d'après ces résultats, savoir jusqu'à quelle distance de la mine ou de la

tannerie l'influence protectrice de ces eaux s'étendra. Celle des eaux de mines de houille sera évidemment effective à une distance beaucoup plus grande que celle des eaux de tannerie. Mais comme ces dernières peuvent être éventuellement infectées par les spores du bacille charbonneux, elles ne doivent jamais être déversées dans les rivières sans avoir été traitées au préalable.

Il y a une opinion déjà ancienne pour ceux qui ont étudié les conditions sanitaires de Philadelphie que l'acidité des eaux de la rivière *Schuylkill*, recevant des eaux de mines, était un facteur important de protection contre la fièvre typhoïde. Les expériences du D^r *Dixon* appuient fortement cette opinion.

G. — PRIX DES INSTALLATIONS D'ÉPURATION DES EAUX D'ÉGOUT

Au sujet du coût des stations d'épuration des eaux d'égout⁽¹⁾.

Un abonné du *Sanitary Record* ayant remarqué que certaines stations d'épuration des eaux d'égout avaient entraîné des dépenses qu'il juge exagérées, posait la question de savoir si ces stations ne pouvaient être établies d'une façon plus économique. Il cite le cas d'une station où les dépenses se sont élevées à 455 000 francs pour traiter les eaux d'égout d'une ville de 7000 habitants, sans compter le prix des terrains et sans qu'on eût été obligé de relever les eaux par pompage!

La première réponse vient d'un ingénieur d'une grande ville ayant réalisé l'épuration des eaux d'égout d'une manière efficace et économique, qui se retranche sous le pseudonyme d'*Observer*. La question, dit-il, est très vaste, et il faut s'attendre à ce que les prix varient considérablement suivant les circonstances locales. Il est toutefois remarquable que, dans les relations données ces dernières années, on trouve qu'une station d'épuration pour une ville de 10 000 habitants a coûté 225 000 francs, tandis que pour une autre de même importance

(1) *San. Rec.*, 15 nov. 1911, p. 478 et 14 déc. 1911, p. 579, 21 déc. 1911, p. 591 et 602, 19 janv. 1912, p. 58.

le prix a été de 500 000 francs, les terrains étant complés à part dans les deux cas. Il doit y avoir quelque raison pour qu'il y ait une différence aussi considérable dans le prix de deux stations où les eaux d'égout à épurer ont une composition presque identique et le même volume, les deux projets ayant été soumis à l'approbation du *Local Government Board*, et les deux stations étant à peu près égales comme dimensions et construction. Toutes deux, d'ailleurs, fournissent les mêmes garanties pour l'obtention d'un effluent remarquablement bien épuré.

La différence de prix n'est pas justifiée par des résultats meilleurs obtenus grâce à une dépense supplémentaire. Dans le premier cas les bassins sont construits en béton, ce qui est pratiquement suffisant pourvu qu'on ait réalisé l'étanchéité. Dans l'autre cas, les dépenses supplémentaires sont dues à l'emploi de briques bleues de première qualité, avec d'autres accessoires absolument inutiles. De plus, les dernières inventions brevetées ont été employées, ce qui augmente beaucoup la dépense. Une méthode plus économique d'épurer les eaux d'égout serait sûrement suffisante sans avoir à établir des constructions sur une échelle extravagante. Il est certain que beaucoup d'autorités n'hésiteraient pas à dépenser quelques milliers de livres sterling pour améliorer leurs eaux d'égout, mais quand elles apprennent que des sommes aussi importantes sont dépensées par de petites villes, leur hésitation est toute naturelle.

N'est-il pas possible à un ingénieur d'établir un projet d'épuration d'eaux d'égout arrivant à la station par gravitation, pour une ville de 10 000 habitants, à un prix qui ne dépasse pas 250 000? Si cela est fait, et on le peut, il n'est pas douteux qu'il y aura considérablement plus de travaux pour les ingénieurs, constructeurs et autres.

Un autre ingénieur, qui signe *Westminster*, tout en déclarant que les observations précédentes sont très suggestives, pense qu'il est troublant pour un homme non spécialisé dans ces questions de voir que les dépenses de deux installations pour une même population s'élèvent l'une à 250 000 francs, l'autre à 500 000 francs. Il y a nécessairement gaspillage dans le dernier cas. Lorsqu'il n'est question que de station d'épuration

d'eaux d'égout, si toutes choses sont égales dans les deux cas, une telle différence est inexplicable, sauf si l'on emploie des dispositifs coûteux non indispensables. On doit avoir pour principe de combiner l'efficacité avec l'économie. Il ne faut pas cependant, parce que telle ou telle station a été établie à un prix très bas, en faire un critérium du prix d'une station projetée. Beaucoup de facteurs entrent dans l'évaluation des dépenses, et ce qui est convenable pour une station peut ne pas l'être pour une autre. Toutefois, il n'est pas discutable qu'une station d'épuration des eaux d'égout peut et doit être établie à un prix beaucoup plus modéré qu'on ne l'a fait trop souvent. Toute la question réside dans l'emploi des dispositifs et matériaux les plus simples, choisis en égard au coût d'entretien.

L'ingénieur, qui signe *Conscientious*, est du même avis qu'*Observer* et ajoute que les différences signalées peuvent se trouver dans la rémunération des services rendus par les ingénieurs et les architectes. Il pense que ceux-ci sont encouragés à exagérer les dépenses puisqu'ils reçoivent un tant pour cent du prix des travaux. Ils auraient au contraire une tendance à les réduire si on employait une méthode analogue à celle employée au Japon pour rémunérer les services rendus par les médecins. Dans ce pays, on paye le médecin pour se bien porter, et on cesse les paiements lorsqu'on est malade, jusqu'à complète guérison. Il en résulterait que l'homme de l'art qui établirait la station la plus économique, sans en négliger l'efficacité et la durée, recevrait les honoraires les plus élevés.

Il donne un exemple qu'il connaît pour prouver ce qu'il avance. Il y a quelques années, le Conseil auquel il est attaché décida, sur sa proposition, la construction d'un filtre percolateur circulaire, mais auparavant le Comité d'hygiène visita une station voisine où on construisait deux filtres. Ces deux filtres avaient environ 21 mètres de diamètre, avec des murs perforés de 225 millimètres d'épaisseur sur une hauteur de 4^m,80 avec des armatures en fer pour les renforcer. Il a oublié le prix des lits ou des murs de briques, mais il se rappelle qu'au retour il dit au Comité qu'il était certain de construire les filtres complets à un prix égal et même inférieur à celui des murs en briques, et il le fit ainsi. Le plus grand lit qu'il

construit avait 19^m,80 de diamètre, a coûté 7500 francs, et le plus petit de 14^m,40 de diamètre, 5000 francs complet. Les ferrures posées complètes coûtèrent 2150 et 1500 francs et un siphon de 500 francs était compris dans le prix du premier. Les matériaux de remplissage (scories) ne coûtèrent pas plus que le prix du chargement et du criblage dans les deux cas. Les murs furent établis avec des scories de hauts fourneaux au prix de 2 fr. 50 la tonne, transport payé et 1 fr. 25 pour chargement. Ils étaient maçonnés à sec et avec une épaisseur de 0^m,60 au fond et 0^m,50 à la surface. Le plus grand lit avait une profondeur de 1^m,80, le plus petit de 1^m,55.

M. W. Laurence Bradley cite une installation dont il dirige la construction comprenant : usine de force motrice avec 6 pompes électriques, compresseurs d'air, 450 mètres de conduites de 0^m,50, un mille de câbles électriques en double, bassins de sédimentation et six lits filtrants à percolation de 22^m,50 de diamètre, avec les chemins nécessaires, etc., et le coût total sera inférieur à 250 000 francs. La population reliée aux égouts est de 15 000 habitants. Il estime avoir agi avec économie sans préjudice de l'efficacité. Il pense qu'une station bien établie, où les eaux arrivent par gravitation, ne doit pas coûter plus de 12^{fr},50 à 15 francs par habitant.

Un *urban engineer* (ingénieur municipal) cite le cas suivant : il vient de faire un projet pour une ville de 7 500 habitants dont le devis s'élève à 245 750 francs, soit 54^{fr},50 par habitant. Ce prix paraît considérablement élevé, mais il faut tenir compte de la situation locale et du fait que le volume d'eau journalier par habitant est de 180 litres, comprenant par moitié des eaux résiduaires industrielles, principalement de peignages de laines, teintureries et huileries. Ces eaux sont très concentrées, comme le montre la détermination de l'oxygène absorbé en quatre heures, qui a donné en moyenne 0^{gr},2194 par litre. On pratiquait auparavant la filtration intermittente sur des terrains au bord de la rivière, filtration ayant donné de mauvais résultats, ce qui a obligé à établir la station dans un endroit entouré de trois côtés par la rivière. Il en est résulté la nécessité d'un double pompage et de travaux coûteux.

Le correspondant indique que, dans une ville voisine de

52 000 habitants, l'assainissement à coûté 750 000 francs (14^{fr},55 par habitant), tandis que, dans une autre de 25 000 habitants, le prix s'est élevé à 950 000 francs (38 francs par habitant) et il pense que, dans les deux cas, les prix n'ont pas été excessifs eu égard aux travaux exécutés.

M. Moss Flower dit qu'il est peu convenable de supposer qu'un ingénieur propose des travaux coûteux pour augmenter ses honoraires. Il y a à distinguer entre l'ingénieur qui, soucieux de sa réputation, désire faire des travaux durables et donnant toute satisfaction, et celui qui se sert de matériaux coûteux non nécessaires. Certains ingénieurs, surchargés de travail, font faire leurs projets par des employés qui, pour éviter toute étude et toute responsabilité, recherchent les dispositifs brevetés.

Souvent aussi les dépenses sont augmentées sans utilité, du fait d'une étude incomplète des ressources locales en matériaux convenables pour la construction : on en fait venir de bien loin, tandis que sur place on eût pu en trouver, de moins parfaits peut-être, mais d'assez satisfaisants pour le but poursuivi.

Si les dépenses exagérées doivent être évitées, on ne doit pas recourir à des économies fallacieuses, et entre ces deux maux, le dernier est certainement le plus grand.

Un *Borough Surveyor* (inspecteur des services de voirie) trouve que l'estimation de *M. Bradley* du prix d'une station d'épuration par habitant est tout à fait faible. Il pense qu'aucun prix ne peut être considéré comme excessif lorsqu'il ne dépasse pas 50 francs, ceci étant le prix moyen, par habitant, d'établissement d'une fosse d'aisance dans une maison isolée occupée par 5 personnes en moyenne. Il y a un côté du problème réellement difficile à résoudre que les correspondants ont abordé, c'est la prévision qui doit être faite, dans la construction d'une station d'épuration, des extensions nécessaires pour traiter un volume d'eau supérieur à celui déversé actuellement dans les égouts. En pratique, chacun sait que c'est là le point faible, un prix excessif de premier établissement a parfois la prétention de ménager les agrandissements futurs : les directeurs de station, pour leur tranquillité, s'appuient volontiers sur cette idée, et ils sont généralement en

communauté de vues avec l'ingénieur entrepreneur. Des travaux superflus sont ainsi fréquemment exécutés et restent pendant des années pratiquement inutilisés.

H. — ASSAINISSEMENT DES COURS D'EAU. — DÉVERSEMENT DANS LA MER ET POLLUTION DES COQUILLAGES

Étude de l'autoépuration des cours d'eau.

G. T. Ruediger ⁽¹⁾ a cherché à déterminer la résistance des bactéries dans les cours d'eau subissant, suivant les saisons, des températures très différentes.

Les analyses bactériologiques de l'eau de la rivière du Lac Rouge, prélevée à 129 kilomètres du point de pollution par les eaux d'égout, ont montré qu'il reste vivant au moins quatre à cinq fois autant de *bacterium coli* pendant les mois d'hiver que pendant ceux d'été. Le bacille typhique exposé dans les dialyseurs a survécu plusieurs fois plus longtemps sous la glace que dans la rivière découverte pendant l'été.

Ces résultats expliquent, d'après *Ruediger*, les épidémies de fièvre typhoïde qui ont éclaté pendant l'hiver dans des villes du Nord et des États-Unis, où l'eau de distribution était puisée dans des rivières contaminées par les eaux d'égout, comme à *Grand Forks Minneapolis*, et aussi à *Lawrence* avant l'installation des filtres à sable.

Les analyses bactériologiques des eaux de rivière distribuées, susceptibles d'être polluées par ces eaux d'égout, doivent être effectuées aussi bien en hiver qu'en été. Les échantillons d'eau prélevés pendant la saison chaude ne donnent aucune indication sur la qualité hygiénique de l'eau lorsque la rivière est couverte de glace et de neige.

Déversement d'eaux d'égout dans les eaux sujettes aux marées.

Au congrès de *Belfast* le *Prof. E. A. Letts* présenta un rapport très documenté sur le déversement d'eaux d'égout dans

(1) *Eng. Rec.*, 8 oct. 1910, p. 414.

les eaux sujettes aux marées, qu'il a divisé en plusieurs parties ⁽¹⁾.

Principes chimiques. — Les transformations chimiques qui se produisent dans les mélanges d'eaux d'égout et d'eau de mer (ou d'eau de mer et d'eau douce) sont de première importance, et il est utile de les résumer.

D'une façon générale, dans tous les procédés d'épuration d'eaux d'égout, les mêmes transformations chimiques s'accomplissent, c'est-à-dire l'oxydation (éventuellement par l'oxygène de l'air) des constituants organiques de l'eau d'égout pour former des produits ultimes : acide carbonique, eau, acide nitrique, acide sulfurique. L'oxydation n'est pas due à une action chimique directe, mais à l'intervention de microorganismes vivants; il est aussi probable que des animaux ou végétaux plus élevés dans l'échelle des êtres vivants y coopèrent. De plus, on sait que les matières solides ne sont pas aussi facilement transformées que les matières en solution; aussi leur élimination par un traitement préliminaire est-elle reconnue indispensable.

Dans le déversement d'eau d'égout brute ou clarifiée dans l'eau douce ou l'eau de mer, l'oxygène nécessaire à l'épuration existe en solution et provient de l'air; comme il est soustrait de l'eau pendant l'épuration, il est de nouveau emprunté à l'air. A ce sujet, une série de questions très importantes se posent.

L'eau de mer absorbe-t-elle la même quantité d'oxygène que l'eau douce dans les mêmes conditions? Absorbe-t-elle l'oxygène aussi rapidement que l'eau douce? Les transformations chimiques sont-elles les mêmes dans les mélanges d'eau de mer et d'eau d'égout et s'opèrent-elles aussi rapidement que dans les mélanges semblables d'eau douce et d'eaux d'égout?

Les réponses à ces questions sont données dans les autres parties de ce travail.

Gaz de l'air dissous dans l'eau douce et dans l'eau de mer. — Des recherches sur ce sujet ont été effectuées par *Dittmar*, et par *Roscoe* et *Lunt* quoique d'une façon incomplète. Les résul-

(1) *Journal of the Royal Sanitary Institute*, fév. 1913, p. 11.

tats, qui ne sont pas identiques sont cependant concordants. D'une façon générale, le volume d'azote de l'air dissous par l'eau douce distillée et par l'eau de mer, est double de celui de l'oxygène ; ce volume varie avec la température et la pression, mais, dans les mêmes conditions de celles-ci, l'eau douce absorbe plus de gaz de l'air que l'eau de mer ; la différence dans la quantité d'oxygène est d'environ 20 pour 100 pour toutes les températures ; ainsi à 15 degrés C, et à la pression de 760 un litre d'eau de mer dissout $5^{\text{cm}^3},85$ d'oxygène de l'air tandis que un litre d'eau douce distillée en dissout $7^{\text{cm}^3},2$.

Régération de l'eau douce et de l'eau de mer. — Le D^r Adeney a étudié cette question et a obtenu des résultats curieux et des plus intéressants.

Dans une colonne d'eau de mer, sans aucune agitation, privée de gaz et exposée à l'air par sa surface, l'aération se fait très lentement et non comme on s'y attendait, c'est-à-dire par saturation de la partie superficielle, puis par diffusion graduelle dans la profondeur ; mais un courant relativement rapide se produit amenant le gaz dissous dans toute la masse. Si la surface de l'eau est brisée, l'effet du courant s'accroît considérablement. La cause de ce courant, n'a pas été, d'après l'auteur, reconnue.

Dans une colonne d'eau douce, sans aucune agitation, l'aération de la surface procède en descendant encore plus lentement que dans le cas de l'eau de mer, et si la surface est brisée il se produit un courant analogue mais moins important.

Le D^r Adeney tire quelques conclusions importantes et pratiques de ses expériences, dont la principale, peut-être, est que, par temps calme, les volumes d'oxygène sont transmis, à chaque litre d'eau préalablement désaérée, en une heure à une profondeur d'au moins 1^m,80 : eau de mer $0^{\text{cm}^3},08$, eau de mer $0^{\text{cm}^3},05$.

Supposant alors que ces taux de transmission soient maintenus, il faudrait 240 heures, ou dix jours, pour complètement réaérer une nappe d'eau douce, préalablement privée de tout gaz atmosphérique, à une profondeur de 1^m,80 et à la température de 15°, C° ; mais seulement 75 heures, ou prati-

quement trois jours, pour produire le même résultat dans une nappe correspondante d'eau de mer.

Ainsi, le plus petit volume d'oxygène contenu dans une eau de mer complètement aérée, comparé à la même masse d'eau douce aérée de même, est plus que balancé par la rapidité avec laquelle l'eau de mer se réarère elle-même.

Transformations chimiques dans les mélanges d'eau d'égout avec l'eau de mer et avec l'eau douce. — L'eau de mer pure contient environ 5,5 pour 100 de sels dissous, dont 2,5 pour 100 de sel commun. Comme ce dernier est à concentration suffisante pour préserver les aliments, c'est-à-dire pour empêcher la putréfaction, on peut se demander si la dilution dans l'eau de mer arrête les transformations qui s'effectuent dans l'eau d'égout et si elle empêche l'action bactérienne.

On peut mentionner que, en présence d'oxygène, cette action est, d'une façon générale, de nature double. La première transformation est très semblable à la respiration des animaux, c'est-à-dire absorption d'oxygène et élimination d'acide carbonique, c'est ce qui a été appelé par le *D^r Adeney* le *stade carbone* de fermentation.

D'autre part, les composés azotés de l'eau d'égout s'oxydent, avec formation d'acides nitreux et nitriques, mais éventuellement en présence d'une quantité suffisante d'oxygène : c'est pour le *D^r Adeney*, le *stade azote* de fermentation.

Maintenant il a été établi que, dans les mélanges d'eau d'égout et d'eau de mer, le stade carbone est retardé, mais dans les expériences du *Prof. Letts et de Richards* un tel empêchement a été complètement controuvé. De très nombreuses expériences avec la même proportion de la même eau d'égout mélangée avec les mêmes volumes d'eau potable et respectivement d'eau de mer, dans des conditions semblables de température, ont montré pratiquement la même absorption d'oxygène dissous, ce qui indique une activité bactérienne semblable dans les deux cas.

Pour le stade azote de fermentation. *G. Fowler*, expérimentant avec de la boue d'égout dans l'eau de mer et *Adeney* avec des mélanges d'eau d'égout et d'eau de mer, trouvèrent qu'il se produisait de l'acide nitreux et pas d'acide nitrique. Les expériences de *Letts et Richards* confirment ces observations

en un point : l'acide nitreux est produit sans aucun doute en premier lieu dans les mélanges d'eau d'égout et d'eau de mer, mais il arrive que l'acide nitrique soit formé et que l'acide nitreux disparaisse. Dans une de ces expériences, une perte d'azote de près de 50 pour 100 fut constatée, probablement due au dégagement de cet élément, à l'état gazeux, par un processus de dénitrification et de dénitrosification. Il apparaîtrait ainsi que l'eau de mer retarde matériellement la nitrification.

Effets du déversement des eaux d'égout dans les eaux sujettes aux marées. — 1° *Sur le poisson.* — Il existe encore une erreur curieuse, c'est que l'eau d'égout par elle-même est dangereuse pour la vie des poissons et de nombreux conseils de pêcheries ont convenu de s'opposer énergiquement au déversement des eaux d'égout dans les eaux dont ils ont contrôle, même dans les endroits où se font sentir les marées.

On reconnaît maintenant que l'eau d'égout, loin d'être dangereuse pour le poisson, est presque certainement bien-faisante quand elle n'est pas en proportion excessive, car il apparaîtrait que certaines espèces de poissons se nourrissent de matières excrémentielles et le remarquable compte rendu suivant peut être cité :

« Quiconque a été à *Kissingen*, dit *Jäger*, a observé la multitude de poissons qui nagent autour des ouvertures des cabinets d'aisances sur les bancs de la *Saal*, et leur ardeur à dévorer les excréments frais aussitôt qu'ils tombent. De même que les petits paysans et les gypsies savent qu'on prend le poisson en amorçant les lignes avec des excréments humains, de même agit le héron : s'il ne trouve pas un poisson, il dépose son excrément sur l'eau pour attirer le poisson plus près de la surface. »

Pour la perche, que les Romains estimaient beaucoup, *Conck* dit :

« Cependant, ce poisson préféré par l'Épicurien devait exciter le dégoût, car la station préférée où il était pêché était redevable de son excellence au grand cloaque ou principal égout de la ville. » Et, comme l'observe *Willoughbsby*, c'est grâce à cette alimentation avec des matières déversées par l'égout que les poissons avaient acquis la couleur et le goût

auxquels ils devaient leur réputation et il remarque que des observations analogues ont été faites aussi dans les temps modernes.

En Allemagne, dans quelques fermes d'irrigation d'eaux d'égout, et spécialement à Berlin, les établissements d'élevage du poisson existent ou ont existé ; les étangs étaient alimentés avec l'effluent dans lequel se développaient particulièrement bien les petits crustacés etc., qui servent de nourriture au poisson.

Quiconque a étudié les localités situées sur le bord de la mer doit avoir remarqué que la flore et la faune sont abondantes au débouché des petits égouts, principalement de ceux qui reçoivent le produit des fosses d'aisance. Les moules, les crevettes, les aunélides, et autres petits animaux de ce genre abondent et la végétation verte est plantureuse. On ne peut donc douter, que dans certaines circonstances, le déversement d'eaux d'égout ou d'effluents d'eaux d'égout dans les eaux donne la nourriture aux poissons, directement ou indirectement, et n'a aucune action nuisible sur ces animaux.

Le *Prof. Herdman* a déclaré devant la Commission Royale qu'une foule de petits animaux, comme les copépodes, trouvent leur nourriture dans les eaux d'égout qui, par leur intermédiaire, servent de nourriture aux poissons.

L'eau d'égout ne peut donc par elle-même être considérée comme dangereuse pour les poissons ; mais d'autre part, par un effet secondaire, elle peut le devenir si elle est en proportion suffisante, par suite de la suppression de l'oxygène de l'eau, ce qui cause l'asphyxie du poisson.

La question se pose alors de savoir quelle est la quantité d'oxygène dissous nécessaire à la vie du poisson. D'après les travaux des naturalistes, on peut établir que, lorsque la quantité d'oxygène dissous est inférieure à la moitié ou au tiers de celle contenue dans l'eau saturée d'air, l'eau est fortement dangereuse pour le poisson.

On peut croire que ces conditions ne peuvent se produire dans les eaux sujettes aux marées, mais *Letts* et *Adeney* ont trouvé des quantités d'oxygène encore plus petites dans ces eaux. Ainsi en 1904, ils trouvèrent dans la Tamise près des deux débouchés d'égouts de *Barking* et *Crossness*, même près

des hautes eaux, une zone de pollution extrêmement forte dans laquelle l'oxygène dissous était inférieur à un quart de la quantité à saturation, et près des basses eaux, voisine de un dixième; dans l'Ouse, près de l'embouchure de l'Aire, il y avait seulement un quart de l'oxygène à saturation.

2° *Sur les mollusques.* — Il suffira ici de rappeler les travaux montrant la propagation de certaines maladies (principalement fièvre typhoïde et gastro-entérite) par la consommation d'huîtres, moules et autres coquillages récoltés dans les eaux polluées par les eaux d'égout.

3° *Nuisances dues aux exhalations.* — Les unes sont produites directement, et bien que des améliorations considérables aient été apportées il doit se trouver des endroits où elles existent encore. Il y a 25 ou 30 ans, à *Belfast*, on était malade à l'arrivée du vapeur dans les basses eaux par suite des odeurs infectes qui se dégageaient de la rivière; il en était de même à *Dublin*, à *Broomiclaw* et à *Barkinff Creek*. — Dans ce cas, le mal provient des matières des eaux d'égout et on a affirmé (cela est très probablement exact) que les nuisances menacent la santé publique, non seulement par l'effet des gaz délétères dégagés, mais par les mouches qui véhiculent les germes de maladies infectieuses.

Les gaz dégagés proviennent en partie de la décomposition des matières albuminoïdes de l'eau d'égout en l'absence de l'air. D'après *Beyerink* et *Van Delden* l'hydrogène sulfuré a aussi une autre origine : c'est la décomposition des sulfates par les micro-organismes. L'eau de mer étant très riche en sulfates il peut donc s'y produire une plus grande quantité d'hydrogène sulfuré que dans les eaux douces. A l'instigation du *Prof. Letts, J. L. Mackee* a montré que le dégagement d'hydrogène sulfuré était dû à la décomposition des sulfures par l'acide carbonique provenant de la désintégration de la matière organique.

Les nuisances peuvent aussi être produites indirectement par la mort de plantes marines et spécialement de l'*Ulva latissima* ou laitue de mer. Cette question a été étudiée par le *Prof. Letts* dont les travaux ont été rapportés dans le septième rapport de la Commission Royale⁽¹⁾.

(1) Voir *Ces Recherches*, VII^e volume, p. 145.

Conditions de déversement des eaux d'égout dans les eaux sujettes aux marées. — Cette question est la plus difficile à résoudre, car elle dépend d'une foule de considérations, soit esthétiques et sentimentales, pour le cas d'une station balnéaire située dans un beau site, soit éminemment pratiques eu égard aux charges que l'on peut imposer aux contribuables.

Les deux principales questions qui se posent toujours sont : la force des courants de marées et le volume d'eau pour la dilution de l'eau d'égout.

Il ne peut être question des courants importants et rapides, comme dans la Mersey, pouvant entraîner les eaux d'égout sans danger; mais pour certaines villes comme *Colchester*, la situation est telle qu'il est nécessaire d'épurer complètement les eaux d'égout avant de les rejeter dans le courant.

Le *Prof. Letts* et *Adeney* ont proposé de diviser les eaux sujettes aux marées en trois classes : celles qui ne peuvent recevoir que des eaux d'égout débarrassées des matières organiques solubles ou en suspension; celles qui peuvent recevoir les eaux ne contenant que les matières solubles en suspension très fines; enfin celles qui peuvent recevoir les eaux simplement décantées, à moins que le volume des eaux d'égout soit très faible.

Au même Congrès, un autre rapport sur ce sujet a été présenté par *M. William Harpur*, qui examine quelques-uns des points essentiels qui doivent être pris en considération pour établir les conditions dans lesquelles les eaux d'égout peuvent être déversées dans une eau sujette aux marées et les enquêtes auxquelles il y a lieu de se livrer.

Des recherches sérieuses et complètes doivent être faites pour déterminer :

1° S'il existe des bancs de coquillages pouvant être endommagés par le déversement des eaux d'égout.

2° Si, aux environs du point de déversement, la côte est peuplée ou susceptible de l'être dans un avenir prochain, ou si la plage est un endroit de réunion publique.

3° Si on se baigne à cet endroit ou dans les environs.

4° Sur la montée et la descente, la direction et la vitesse des courants de marée à chaque heure, pour un cycle complet

de marées, en s'assurant si l'eau d'égout revient sur la plage, sous une forme, aspect ou position capable d'être inadmissible, dangereuse et de créer une nuisance.

5° De conclure, de ces observations, si l'eau d'égout peut être déversée avec sécurité et si les conditions, tout bien considéré, sont telles qu'il y ait nécessité à traiter l'eau d'égout par quelque procédé, et si cela est, jusqu'à quel point.

L'auteur donne des exemples de choix de points de déversement après étude des courants au moyen de flotteurs (1). Il examine ensuite le cas de *Belfast* dont il a été fait mention plus haut.

Dans la discussion qui suivit ces lectures, le *D^r Gilbert Fowler* rappela qu'on avait fait à *Withington* l'inventaire des êtres vivants trouvés dans l'effluent de cette station (2) mais qu'il fut très difficile de déterminer exactement les fonctions de ces organismes et qu'il est probable qu'ils dépendent pour leur alimentation, soit les uns des autres, soit des bactéries. *Russel* a montré qu'une stérilisation partielle du sol amenait un accroissement des bactéries par suite de la destruction des infusoires qui s'en nourrissent. Ceci suggère une réflexion concernant la stérilisation des effluents : l'agent qui détruit les bactéries peut aussi détruire des organismes plus élevés qui servent de nourriture aux poissons. Il y a un autre danger à éviter : c'est la retenue trop longue des effluents d'eaux d'égout, car ils peuvent se putréfier, ce qui amène une rapide absorption d'oxygène, d'où danger pour le poisson.

La non-nitrification des eaux d'égout dans l'eau de la mer (3).

Dans le septième rapport de la Commission royale anglaise (Sewage disposal) sont relatées les expériences d'*Adeney* et celles de *Letts*. L'eau d'égout filtrée était mélangée, dans la proportion de 1 pour 100, avec l'eau de mer. La conclusion

(1) Ces méthodes ont été décrites en détail dans un ouvrage récemment paru : *The Sewage of sea coast towns*, par H.-C. ADAMS. London, Crosby Lockwoodrand Sons, 1911.

(2) Voir *Ces Recherches*, VII^e volume, p. 456.

(3) *Journal of the royal Sanitary Institute*, 1911, p. 442.

fut que les germes nitrifiants peuvent exister et produire des nitrates dans l'eau de mer, quoiqu'il soit établi qu'une partie de l'ammoniaque libre restait non nitrifiée même après 11 mois. De plus, dans leurs dernières expériences, ces auteurs trouvèrent que les nitrates présents au début disparaissaient après 21 mois.

Dans un travail sur l'influence des composés salins de l'eau de mer sur la décomposition des eaux d'égout, *Purvis* et *Coleman* ont montré que les substances organiques des eaux d'égout sont seulement légèrement décomposées dans l'eau de mer; après huit semaines il y avait une très faible diminution de l'ammoniaque libre ou albuminoïde et il n'était pas produit de nitrates ni de nitrites. Lorsqu'il y avait des traces de nitrates au début de l'expérience, ces traces disparaissaient au bout de trois jours. La détermination des nitrates fut faite par la méthode à l'indigo qui permettait d'en apprécier les plus petites quantités.

Dans d'autres expériences, *Purvis* et *Courtauld* obtinrent des résultats analogues avec des dilutions d'eau d'égout dans de l'eau faiblement alcalinisée par la soude ou dans l'eau distillée; cependant il y eut formation de très petites quantités de nitrates et quelquefois de nitrites.

Purvis, *Macalister* et *Minnett* continuèrent ces recherches tant chimiques que bactériologiques. Les analyses chimiques montrèrent que, dans tous les mélanges dans l'eau de mer d'eaux d'égout concentrées ou diluées (1 à 10 pour 100 d'eau d'égout), il restait non décomposé environ 70 pour 100 de l'azote organique après dix-huit jours, et on n'y retrouve après ce temps ni nitrates, ni nitrites, sauf, dans un cas, des nitrates qui disparurent ensuite. Les analyses bactériologiques montrèrent une diminution rapide du nombre des germes dans l'eau de mer. En fait, les sels de l'eau de mer agissent comme des antiseptiques: il en résulte que les matières organiques sont peu décomposées, leur décomposition étant due probablement à l'oxygène dissous.

Purvis, *Mc. Hattie* et *Fisher* ont repris ces expériences et en tirent les conclusions suivantes:

1° Même après soixante-dix jours d'incubation de 10 pour 100 d'eau d'égout dans l'eau de mer, avec une aération

très faible, il n'y a pas production de nitrates ou de nitrites;

2° On obtient des nitrates dans l'eau d'égout diluée avec de l'eau distillée en quarante-deux jours;

5° L'ammoniaque libre augmente dans l'eau d'égout et l'eau de mer au bout de quarante-deux jours, mais diminue dans l'eau d'égout et l'eau distillée après cette même période.

L'explication la plus plausible de ces faits est que l'eau de mer détruit les germes nitrifiants comme le montrent les expériences relatées plus haut. Pour les changements dans la teneur en ammoniaque, les auteurs supposent que le libre accès de l'air produit une décomposition des substances azolées avec formation d'ammoniaque, et que, dans le mélange eau d'égout et eau distillée, l'oxydation se continue et alors il se forme des nitrates.

Épuration de l'eau de mer⁽¹⁾.

Dans son travail lu devant la « New England Waterworks Association », *R. Spurr Weston* a décrit récemment la station d'épuration des eaux salées de *Gloucester*, Mass. U. S. A. Cette station fut établie pour épurer l'eau puisée dans la baie de *Gloucester* par les expéditeurs de morue, et autres poissons salés et séchés, pour le lavage du poisson et la fabrication de la saumure. On avait en effet reconnu que les eaux polluées de la baie, employées à cet usage, rendaient la conservation du poisson séché très difficile dans cette ville. Bien que cette station soit une entreprise privée, c'est le fait du rejet des eaux des égouts de la ville qui cause la pollution, aussi est-il utile d'attirer l'attention sur la nécessité de prévenir la contamination de certains cours d'eau salée.

D'après l'auteur, la filtration d'une eau sur un filtre à sable bas, au taux de 4^m,480 à 5^m,600 par mètre carré et par jour, réduit le nombre des bactéries de cette eau et spécialement du *Bac. Coli*.

Le filtre consiste dans un bassin en bois contenant 0^m,90 de sable reposant sur une couche de gravier de 0^m,50. Le taux de traitement fut 22^m,700 à l'heure. Après deux ou trois

(¹) *San. Rec.*, 9 nov. 1911, p. 444.

semaines d'opération la présence du *Bac. Coli* ne fut plus décelée dans l'eau filtrée, tandis qu'on trouvait toujours ce germe dans l'eau non filtrée.

Variations saisonnières des conditions sanitaires des coquillages ⁽¹⁾.

Il y a deux ans, l'« American Public Health Association » nomma une Commission composée de MM. *G. C. Whipple*, président, *H. D. Pease*, secrétaire, *W. R. Stokes*, *St. DM. Gage* et *A. W. Freeman*, pour rechercher les méthodes types d'examen des coquillages. Un premier rapport fut présenté en septembre 1910 et un second rapport, comprenant les travaux de la Commission en 1911, a été présenté à la réunion de La Havane le 4 décembre 1911.

Un fait très important a été acquis : c'est que la flore microbienne des huîtres subit, suivant les saisons, des variations dues, semble-t-il, à des causes biologiques et non complètement en relation avec les conditions sanitaires des bancs. Les recherches ininterrompues ont montré que les huîtres des mêmes bancs donnent des résultats différents suivant les saisons de l'année et que, durant l'hiver, la contamination bactérienne est moindre qu'en tout autre temps. Dans quelques cas, cette différence a été très frappante : les huîtres prélevées sur des bancs reconnus sujets à contamination bactérienne ne contenaient pas de *bacterium coli* pendant l'hiver, même lorsque les analyses de l'eau baignant les bancs et les échantillons des huîtres pendant l'été indiquaient le danger.

Suivant les rapporteurs, la raison de cette différence saisonnière paraît être due à l'hibernage de l'huître. Dans cette supposition, les coquilles seraient hermétiquement fermées pendant l'hiver, de sorte que l'eau et par suite les bacilles *coli* ou typhiques ne peuvent y entrer. Si ces résultats sont confirmés, on peut dire que les huîtres recueillies entre le 1^{er} décembre et le 1^{er} avril sont beaucoup plus saines que celles récoltées le reste de l'année.

(1) *San. Rec.*, 50 déc. 1911, p. 775.

Pour les conditions générales de l'hygiène des huîtres, la Commission signale qu'un des points les plus heureux pour la salubrité des huîtres est l'intérêt que les ostréiculteurs ont pris à cette question. On a reconnu rapidement que le danger d'absorber des huîtres contaminées était très réel, mais d'un autre côté il est dit que les experts hygiénistes arrivent à cette conclusion que le danger de la consommation d'huîtres contaminées est moins fréquent qu'on ne le croyait dans ces dernières années.

CHAPITRE VIII

LES PROGRÈS DE L'ÉPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX D'ÉGOUT EN FRANCE

MONT-MESLY. — Station d'épuration biologique des eaux d'égout du département de la Seine (1).

Les travaux effectués à la station de *Mont-Mesly*, depuis la note publiée dans le sixième volume(2), sont de différentes sortes : ils ont consisté d'abord à mettre au point les appareils de distribution (pulvérisateurs mobiles) des deux systèmes décrits précédemment ; le résultat obtenu aujourd'hui est tout à fait satisfaisant. D'autre part, les lits bactériens à siphons ont tous été modifiés et pourvus d'un réseau de tuyaux portant des becs pulvérisateurs fixes. Depuis longtemps, les analyses très fréquentes et très complètes effectuées au laboratoire de la station montraient que les effluents des lits à siphons étaient sensiblement moins bien épurés que ceux des lits à pulvérisateurs. Des sondages effectués dans le mâchefer des lits à siphons dénotèrent d'ailleurs un colmatage assez notable. La transformation effectuée pour les lits et les constatations faites lors de son exécution ont fait ressortir que la distribution de l'eau dans le mâchefer n'était pas parfaite. Elle s'effectuait en effet au moyen de chasses produites périodiquement et dont l'eau s'écoulait dans de petits drains de terre cuite placés bout à bout et non jointifs. Il arrive dans ces conditions, pour peu que l'eau ne s'écoule pas également par toutes les interruptions d'une file de drains, qu'une quantité d'eau très notable se déverse en des points particuliers. Il en résulte

(1) Note communiquée par M. l'Ingénieur VERBIÈRE chargé de la direction de la station d'épuration.

(2) *Ces Recherches*, VI^e volume, page 47.

en ces points un colmatage qui, au bout d'un certain temps, peut être un obstacle à l'écoulement de l'eau, et obliger celle-ci à chercher ailleurs un point de passage qui, à son tour, se colmatara. On a constaté même dans certains conduits une notable proportion de boues dans des drains, ce qui indiquait que l'eau avait dû y séjourner et ne pouvoir s'en écouler que lentement par suite du colmatage du mâchefer aux environs des interruptions des drains.

La distribution par pulvérisateurs fixes n'a donné lieu au contraire à aucune critique. Elle a le précieux avantage d'être visible et de se prêter par suite à des constatations continuelles. La pulvérisation aère d'ailleurs l'eau, et cette aération est, comme on sait, intéressante pour l'épuration. Si, en certains points, il se produisait un commencement de colmatage, — et cela est très rare, — on en serait immédiatement averti par la présence d'une petite flaque d'eau qui resterait sur le mâchefer, et le mal serait réparé aussitôt par un piochage, un nettoyage et au besoin un remplacement de la couche supérieure du mâchefer. L'exemple prouve d'ailleurs que ce mal n'est jamais que très superficiel. Les pulvérisateurs dont on se sert à la station fonctionnent très bien (1).

Lorsque la transformation des lits à siphons a été décidée, la préférence a été donnée aux lits à pulvérisateurs fixes sur les appareils balladeurs pour l'unique raison qu'on n'était pas encore fixé sur ce que donneraient ces appareils dont on terminait la mise au point.

Il n'y a pas en effet d'objections à faire à l'emploi de ces derniers dans une station de l'importance de celle de *Mont-Mesly* qui comporte un mécanicien susceptible d'exécuter toutes les petites réparations. Quant à la différence de prix, on ne saurait s'y arrêter, car les prix des appareils de distribution ramenée au mètre carré de lit sont les suivants :

Lits à pulvérisateurs fixes	5,00
Lits à appareils balladeurs <i>Lajotte-Laffly</i>	8,50
— <i>Lajotte-Durey</i>	8,80

(1) D'après M. l'ingénieur VERBIÈRE le volume d'eau brute par mètre carré de surface du lit bactérien (2 m. de profondeur) ne doit pas dépasser 800 litres avec des pulvérisateurs fixes, mais peut être porté à 1000 et 1100 litres avec les appareils mobiles.

Si on tient compte de ce qu'un mètre carré de lit (comportant une épaisseur de 2 mètres de mâchefer) revient à 51 francs le mètre carré, on voit que la différence possible sur le prix du mètre carré de lit — y compris la distribution — s'évalue par l'écart entre 56 francs et 59 fr. 80. La variation possible est donc de l'ordre de grandeur de 10 pour 100. Il suffit par conséquent, pour que les appareils balladeurs soient économiques, qu'ils donnent la même épuration que les pulvérisateurs fixes avec un cube d'eau distribuée supérieur de plus de 10 pour 100. Les comparaisons faites sont encore trop peu nombreuses pour qu'on puisse se prononcer sur ce point; mais il semble bien que, grâce à l'égalité en tous points de la distribution qu'ils fournissent, et à ce fait qu'étant à distribution discontinue ils permettent une meilleure aération des lits, ces appareils doivent donner une épuration encore meilleure que les pulvérisateurs fixes.

A la fin de l'année 1912, les 21 000 mètres carrés de lits de *Mont-Mesly* se répartissent donc en 12 600 mètres à pulvérisateurs fixes et 8 400 mètres à pulvérisateurs mobiles.

Avec la transformation des lits à siphons, la question qui a le plus occupé le service de l'établissement de *Mont-Mesly* a été celle de l'extraction des boues des fosses septiques, de la rigole de distribution et des bassins d'arrivée. Des indications sur l'importance de la quantité de boues produites ont déjà été données dans le sixième volume; on peut les compléter aujourd'hui, des relevés très précis ayant été faits pour noter la marche de l'envasement des fosses.

On sait qu'il y a à *Mesly* deux types de fosses : les onze premières à fond horizontal comportent des chicanes alternativement de fond et de surface dont la présence oblige l'eau à décrire dans un plan vertical un chemin ondulé; les onze autres sont à fond incliné et sans chicanes.

Le dernier type paraît bien préférable au premier dont les chicanes constituent un défaut appréciable. En effet si une des fosses du premier type est laissée longtemps sans être curée, la boue s'accumulant se rapproche de la partie inférieure de celles des cloisons qui s'arrêtent à une certaine distance du fond, et il arrive même que les boues bouchent complètement l'espace libre, de sorte que l'eau n'a plus d'autre moyen de

s'écouler que de passer immédiatement de l'entrée à la sortie par la surface libre supérieure. Là où le dépôt n'est pas suffisant pour que les faits se passent ainsi, on peut craindre que le courant de l'eau, trouvant un passage rétréci entre le bas d'une cloison et la boue, n'y prenne une valeur assez grande pour remettre à certains moments en suspension la boue précédemment déposée. Dans les deux cas la décantation sera imparfaite.

Il est donc nécessaire de curer régulièrement les fosses (une fois par an au moins), mais avec les cloisons de chicane l'opération de curage n'est pas aisée et devient onéreuse.

Avec les nouvelles fosses, le curage (qui n'a pas encore été effectué jusqu'ici) sera une opération beaucoup plus facile, parce qu'il est aisé de ramener, sur le plan incliné qui constitue le fond, la boue déposée jusqu'en bordure du canal de distribution d'où il sera facile de l'enlever par une grue dont le chemin de roulement reposera sur des pièces en béton armé établies à cet effet.

Si, depuis le début du fonctionnement de l'établissement de *Mont-Mesly*, on cumule toute la boue déposée tant dans les fosses septiques que dans le bassin d'arrivée, la rigole de distribution et les fosses à boues, et si on le rapporte au nombre de mètres cubes d'eau épurée, on trouve que 1 mètre cube d'eau a déposé 1 litre de boue compté à l'état frais, c'est-à-dire dans un état où la boue, d'après les mesures faites, contient de 82 à 85 pour 100 d'eau. La densité de la boue à cet état étant environ 1100, le poids de boue à l'état sec qu'a déposé 1 mètre cube d'eau est de $\frac{18 \times 1100 \text{ gr.} \times 1 \text{ l.}}{100}$, soit environ 200 grammes en moyenne.

Des essais sont actuellement poursuivis, en vue d'arriver à faciliter le curage des fosses et à en abaisser le prix de revient au moyen de dispositions nouvelles et d'engins mécaniques.

Jusqu'ici on se débarrasse facilement des boues provenant des curages que les cultivateurs des environs viennent chercher, lorsqu'elles ont séché depuis un certain temps. Il semble qu'ils apprécient beaucoup d'ailleurs cette sorte d'engrais puisque certains de ces cultivateurs font plus de 15 kilomètres de trajet pour venir de chez eux à *Mesly*.

L'expérience acquise à *Mesly* au sujet des dépenses de premier établissement, des surfaces de terrain nécessaires, des frais d'exploitation, etc., etc., permet de préciser les quelques points suivants :

L'étendue de terrain nécessaire pour une installation d'épuration est d'environ 2^{m²},5 par mètre cube d'eau à épurer par jour dans le cas où on n'a pas l'intention de se débarrasser des boues par enfouissement dans des terrains aménagés à cet effet : ce chiffre se décompose ainsi : 0^{m²},5 pour les fosses septiques, les décanteurs, etc., 1^{m²},6 pour les lits bactériens, 0^{m²},4 pour le traitement des boues et accessoires. Au cas où on étendrait les boues sur le sol pour les enfouir, il faut compter environ 2 à 5 mètres carrés de terrain par mètre cube d'eau à épurer par jour.

Les dépenses de premier établissement pour *Mesly* atteignent 1 760 000 francs représentant environ 80 francs par mètre cube journalier. Cette dépense se décompose ainsi :

a) Terrains	8,80
b) Bâtiments (en raison de l'éloignement de tout centre habité, on a logé les égoutiers, le conducteur chef de station. — On a d'autre part construit un atelier et un laboratoire).	9,60
c) Chambres à sable, canal de distribution, grue pour le curage	2,40
d) Fosses septiques	18,00
e) Lits bactériens (compris mâchefer et non compris les appareils de distribution).	51,00
f) Appareils de distribution sur les lits.	6,10
g) Décanteur et fosses à boues	1,80
h) Conducteur de distribution.	1,50
i) Plantations et clôtures	0,90
Total.	<u>80,10</u>

Il ne faudrait d'ailleurs pas tabler sur une dépense aussi élevée dans une installation destinée à une ville de province pour diverses raisons : d'abord la station de *Mesly*, établie pour 22 000 mètres cubes, est une station d'essais créée dans le but de savoir, par une expérience en grand, si le système d'épuration biologique était susceptible d'être adopté pour les 400 000 mètres cubes d'eau qui représentent le débit de tout le département de la Seine. On n'a donc rien négligé pour rendre cette expérience décisive et on n'a pas recherché l'économie. C'est ainsi, par exemple, qu'un laboratoire bien

ouillé a été établi à *Mesly* de manière à suivre de très près les résultats de l'épuration.

Dans une station d'épuration ordinaire, où on ne ferait que le strict nécessaire, la dépense pourrait être réduite d'environ 10 francs par mètre cube.

D'autre part, les travaux dans le département de la Seine coûtent beaucoup plus cher qu'en province. Les prix dans la banlieue sont à très peu près les mêmes qu'à Paris et ils comportent une majoration d'environ 20 pour 100 sur les prix ordinaires.

Si on tient compte de ces diverses considérations, on arrive à cette conclusion : qu'une installation d'épuration biologique peut être évaluée, comme premier aperçu, à environ 55 francs par mètre cube d'eau à épurer journallement, ce prix étant à majorer de 20 pour 100 environ dans les régions exceptionnelles où les prix atteindraient ceux de la région parisienne.

En ce qui concerne les frais d'exploitation, ils ressortent, à *Mesly*, à un peu plus de 1 centime par mètre cube d'eau à épurer et il ne nous semble pas possible d'abaisser ce prix qui suppose que les boues n'ont pas à être traitées d'une façon ou d'une autre et qu'elles sont enlevées par les cultivateurs après séchage naturel.

Il va sans dire d'ailleurs qu'il ne comprend pas le prix du refoulement de l'eau qui est relativement très important pour *Mesly*, où les eaux sont refoulées par l'usine d'*Irry* à une hauteur de 25 mètres. Le refoulement coûte en effet 2 centimes par mètre cube, bien que l'énergie électrique employée ne soit payée que 7 à 8 centimes le kilowatt (la décomposition du prix de 2 centimes est la suivante : énergie électrique 1 c. 2; fournitures diverses, entretien, etc., 0 c. 25; personnel 0 c. 55). A titre d'indication, pour une hauteur de 15 mètres, le prix du refoulement s'abaisserait environ à 1 c. 5; pour une hauteur de 55 mètres, il s'élèverait à 2 c. 5.

On voit combien sont favorisées les régions où l'eau d'égout peut arriver par simple gravité à la station d'épuration.

Les résultats de l'épuration obtenue actuellement à *Mont-Mesly* sont fournis par les chiffres suivants qui sont les moyennes de toutes les analyses effectuées journallement par

le laboratoire, de décembre 1911 inclus à mai 1912 inclus :

RÉSULTATS EN MILLIGRAMMES PAR LITRE	MATIÈRES EN SUSPENSION	OXYGÈNE ABSORBÉ EN 4 HEURES	AMMONIAQUE	NITRATES
Eau d'égout brute à <i>Ivry</i> .	Non mesurée parce que trop variable.	52	18,4	"
Eau à l'arrivée à <i>Mesly</i> .	555	54	20	"
Eau à la sortie des fosses septiques.	57	51	20,4	"
Eau à la sortie des lits bactériens.	6,5	7,8	7,5	40,4

Les pourcentages d'épuration sont les suivants :

De l'effluent des lits bactériens par rapport à l'eau brute à
Ivry.

Oxygène absorbé	75,5	0/0
Ammoniaque	60	—

De l'effluent des lits bactériens par rapport à l'eau à l'ar-
rivée à *Mesly* :

Matières en suspension	98	0/0
Oxygène absorbé	77	—
Ammoniaque	65	—

CROIX (Nord)⁽¹⁾. — La Compagnie internationale des machines agricoles a édifié, à *Croix*, sur de vastes terrains, de nombreux ateliers qui doivent prochainement être augmentés. Elle occupe actuellement environ 600 ouvriers. Le nombre de ces derniers sera porté à 2 000 lorsque tous les ateliers seront construits. Pour l'évacuation et l'épuration des eaux-vannes avant leur rejet au canal, on a établi, sous la direction de *M. E. Gillespie*, ingénieur de la Compagnie⁽²⁾, un réseau d'égouts du système séparatif à petite section. A chaque atelier est adjointe une série de cabinets à la turque et d'urinoirs, périodiquement lavés par des chasses d'eau. De plus à l'extré-

⁽¹⁾ Nous continuons la liste des installations définitives que nous avons donnée dans le VI^e volume de *Ces Recherches*, p. 40 à 85.

⁽²⁾ Quelques modifications ont été suggérées en cours d'exécution par *M. Degoix*, de Lille, qui a fourni l'appareillage.

trémité de chaque canalisation se trouvent des réservoirs de chasses.

La pente du terrain étant favorable, les eaux-vannes arrivent par gravité à la station d'épuration située près du canal dont elle n'est séparée que par le chemin de halage.

La station d'épuration (voir fig. 11) se compose d'une fosse à sables d'une capacité de 9 mètres cubes environ, puis d'une

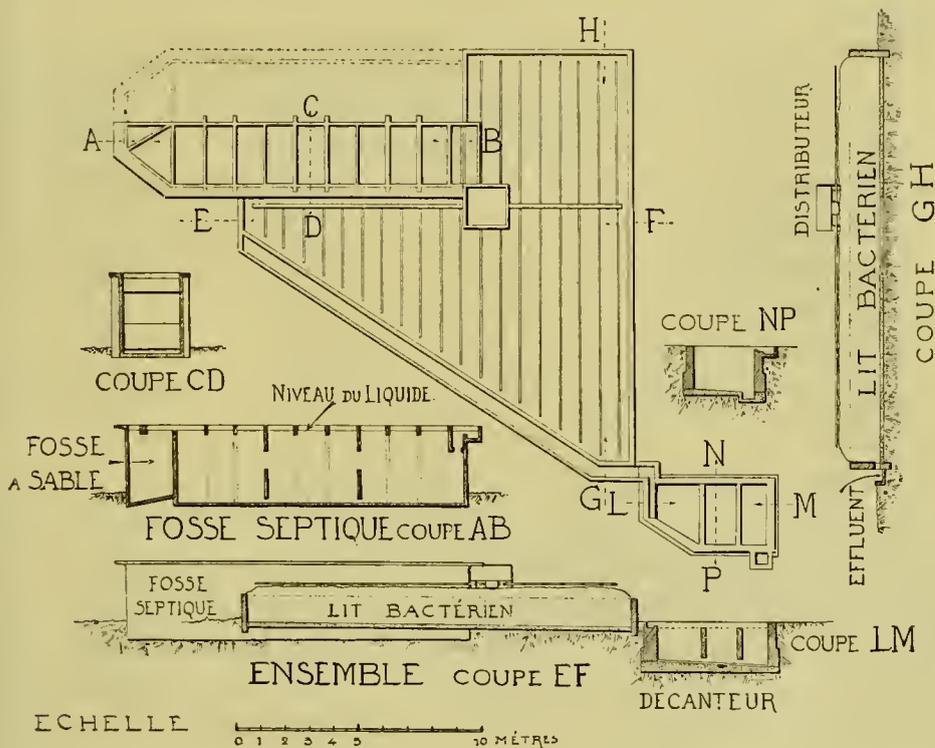


Fig. 11. — Station d'épuration de la Compagnie internationale des machines agricoles à Croix.

fosse septique d'une capacité de 100 mètres cubes, munie de chicanes et portant un filtre à l'extrémité. Ces fosses sont couvertes de madriers en bois goudronné. Leur effluent tombe dans un bassin de 800 litres de capacité avec siphon de chasse qui en déverse le contenu dans une série de tubes en fonte perforée, placés sur le lit bactérien. Celui-ci mesure 120 mètres carrés sur une hauteur de scories de 1 m. 25. Le fond est bien drainé et en pente de 1 centimètre par mètre. L'effluent final traverse un réservoir à « films », à chicanes, d'une capacité de 15 mètres cubes 500 environ, puis est déversé au canal.

Cette station a été mise en fonctionnement partiel dans les

premiers mois de 1912. Elle reçoit 50 mètres cubes environ par jour depuis la fin de mai. Elle a été établie pour traiter un plus grand volume d'eau. On a prévu l'emplacement nécessaire pour la doubler lorsque les usines seront terminées.

L'analyse d'échantillons prélevés, le 9 septembre 1912, a donné les résultats suivants en milligrammes par litre :

	EFFLUENT	
	de la fosse septique.	du lit bactérien.
Aspect	opalescent	limpide
Odeur	urineuse	nulle
Oxygène absorbé en 4 heures	90,4	12,8
Ammoniaque	87,0	4,5
Azote organique	2,5	néant
Alcalinité en $\text{CO}^2 \text{Ca}$	770,0	280,0
Chlore des chlorures	102,0	98,0
Nitrates	"	180,0
Nitrites	"	5,5
Putrescibilité au bleu de méthylène	"	néant en 7 jours

Les résultats montrent que la transformation est aussi parfaite que possible en fosse septique et, par suite, que la nitrification est très active dans le lit bactérien. L'effluent est épuré dans les conditions les plus satisfaisantes pour être rejeté au canal sans y produire de contamination. Il peut même, par l'apport d'innombrables germes nitrifiants et oxydants, hâter l'autoépuration qui se produit lentement dans un canal dont les eaux sont déjà très souillées.

CAMP DE SATORY. — La direction du génie militaire a décidé de faire construire, au camp de *Satory*, une installation d'épuration des eaux usées qui puisse servir de type soit pour les camps, soit pour les casernes. *M. Degoix*, ingénieur à Lille, fut chargé de l'exécution de ce modèle (fig. 12).

La population du camp de *Satory* comprend une partie fixe et une partie variable. La partie fixe est actuellement de 400 hommes, mais elle [sera [progressivement portée jusqu'à 1200 hommes, logés dans des casernements pourvus de canalisations du tout à l'égout, système séparatif. Pendant les périodes d'instruction, la population du camp augmente beau-

Le coup. Les excréta de cette population flottante sont recueillis dans des tinettes mobiles qui sont vidées dans une cuve d'où le produit s'écoule dans une canalisation qui aboutit à la station d'épuration. Pour faciliter la propulsion et la dilution convenable du contenu des tinettes, il est recommandé de

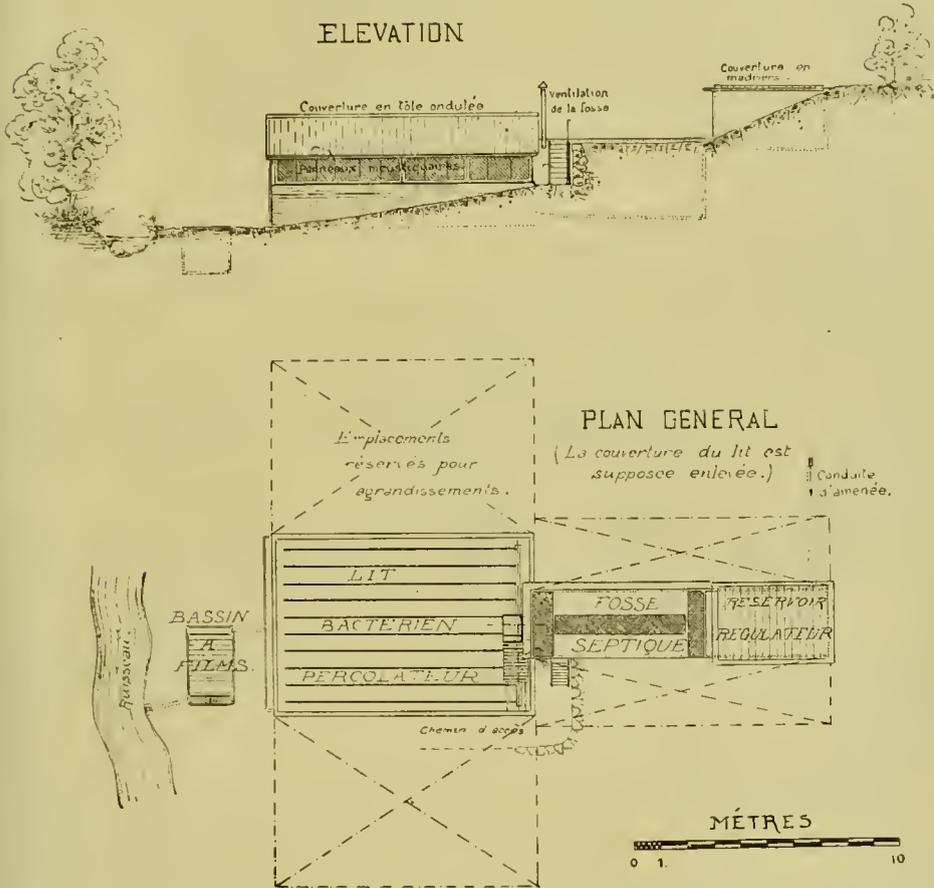


Fig. 12. — Station d'épuration du Camp de Satory.

faire dans la cuve des chasses en proportion du nombre des tinettes déversées.

Les canalisations ont dû être établies avec le plus grand soin car elles passent à deux reprises au-dessus de l'aqueduc de *Trappes* qui amène les eaux d'alimentation à *Versailles*. Pour éviter toute infiltration, la canalisation est posée, au-dessus de l'aqueduc, dans une gaine étanche, terminée à ses deux extrémités par des regards permettant de constater l'étanchéité de la canalisation et de remédier aux fuites.

La caractéristique de cette station est qu'elle devra permettre de traiter les volumes d'eaux usées les plus variables; aussi a-t-elle été construite de manière à faciliter les agrandissements futurs, et fort probablement très prochains, comme il est indiqué dans la figure.

Les eaux usées arrivent par gravitation à la station située en plein bois à environ 12 à 1500 mètres des casernements. Malgré ces conditions extrêmement favorables, le génie a demandé au constructeur de prendre toutes les précautions contre les odeurs, comme si la station était construite près des habitations.

L'extrémité de la canalisation débouche dans un réservoir régulateur de 55 mètres cubes environ de capacité. De ce réservoir, les eaux tombent dans la fosse septique de 60 mètres cubes environ de capacité. Un dispositif a été prévu pour que, en cas de réparation à la fosse septique ou pour toute autre cause, on puisse envoyer les eaux usées directement sur le lit bactérien, après toutefois les avoir fait passer sur un filtre disposé spécialement à cet effet.

La fosse septique a une capacité de 60 mètres cubes environ. Elle ne comporte que deux chicanes de surface, une à l'entrée, l'autre à la sortie. Le lit bactérien a une surface de 70 mètres carrés et une hauteur de 1^m,60. A la sortie de ce lit l'effluent traverse un bassin de décantation, bassin à *films*, d'une capacité de 5 mètres cubes 1/2.

Le réservoir régulateur, la fosse septique et le bassin à *films* ont été construits en ciment armé. Les deux premiers sont recouverts de panneaux mobiles pleins. Pour la fosse septique, il existe une cheminée de ventilation garnie de toile métallique. Le lit bactérien est enclos dans une construction à armature métallique; les côtés sont largement ventilés par des panneaux moustiquaires. La toiture est en tôle ondulée. Le bassin à *films* est lui-même aussi recouvert de panneaux moustiquaires. Ces précautions ont été prises pour se rendre compte de la dissémination des odeurs dégagées par ces sortes d'installations et aussi pour éviter que les feuilles ne viennent obturer les conduites et ainsi troubler l'épuration.

La station fonctionne depuis trop peu de temps pour qu'on puisse connaître les résultats d'épuration.

HOPITAL - HOSPICE DE CHATEAUX ROUX
 EPURATION BACTERIENNE DES EAUX RESIDUAIRES SYSTEME "SEPTIC-TANK"

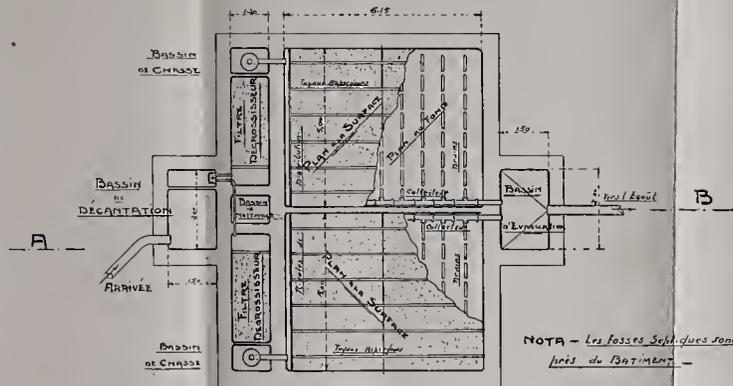
Installation pour Traiter 350^m Environ par Jour



ECHELLE 0.02 p.m.

PLAN

Monsieur SUARD Architecte



E 14927

PLAN N° 1131

Paris le 5 Janvier 1912



Fig. 15.

CHATEAUROUX (Indre) ⁽¹⁾. — *Hôpital-hospice* (fig. 15).

Population moyenne : 175 personnes.

Volume journalier : environ 55 mètres cubes.

Pour éviter de trop grandes dépenses, vu le peu de pente de terrain, plusieurs fosses septiques ont été aménagées; les eaux ménagères subissent un traitement spécial et pour augmenter les mesures de protection contre la contamination possible des eaux provenant des pavillons de contagieux, étant donné le mode d'évacuation, des bassins de désinfection ont été prévus avant l'envoi à la canalisation générale.

Cette canalisation débouche dans un bassin d'arrivée formant décantation; les eaux sont envoyées sur des filtres dégrossisseurs, puis sur des filtres percolateurs; l'effluent épuré est évacué par épandage.

L'installation a été mise en service au commencement de 1912.

CONFLANS (Seine). — *École secondaire diocésaine*. — Établissement ecclésiastique dépendant du Diocèse de Paris, installé dans l'ancien château de *Conflans* (commune de *Charenton*).

Système séparatif avec « tout à l'égout ».

Population : environ 400 personnes.

Volume journalier : environ 60 mètres cubes.

Bassin de décantation, deux fosses septiques, deux bassins de nettoyage, bassin de chasse formant filtre dégrossisseur, filtre percolateur.

Pour permettre une plus grande élasticité de fonctionnement et étant donnée la variation du nombre de personnes habitant cet établissement, on a prévu une partie de l'installation en double, fosses septiques et bassins de nettoyage.

En fonctionnement depuis juin 1911.

DREUX (Eure-et-Loir), — *Hôpital*.

Population : 100 à 125 personnes, personnel compris.

Système séparatif avec tout à l'égout.

Volume journalier : environ 25 mètres cubes.

⁽¹⁾ Cette description et les suivantes nous ont été fournies par la *Société générale d'Épuration et d'Assainissement*, 28, rue de Châteaudun, Paris, qui a construit ces installations. — Aucun contrôle officiel n'a été fait, que nous sachions, de ces installations.

Bassin de décantation, fosse septique, bassin de nettoyage, filtre dégrossisseur, filtre percolateur.

Des dispositifs spéciaux ont été prévus pour permettre la désinfection des eaux provenant des pavillons de contagieux. L'évacuation de l'effluent épuré se faisant dans la rivière La Blaise.

La mise en service a eu lieu en septembre 1912.

FLEURY-LES-AUBRAIS, près ORLÉANS (Loiret). — *Asile du Loiret* (fig. 14).

Population : environ 1500 personnes.

Système du tout à l'égout unitaire.

Volume journalier : environ 250 mètres cubes.

Bassin de décantation avec trop plein d'orage, deux fosses septiques, deux filtres dégrossisseurs, deux filtres bactériens percolateurs avec sprinkler rotatif modèle Adams.

Pour éviter une installation coûteuse de relèvement mécanique, les eaux vannes provenant du pavillon du concierge sont traitées séparément.

HAUTEVILLE (Ain). — *Sanatorium*. — Établissement hospitalier pour une agglomération d'environ 90 personnes, personnel compris.

Le volume des eaux serait d'environ 50 mètres cubes par jour, la quantité d'eau consommée dans ce genre d'établissement étant toujours importante.

Le système de canalisation est du modèle séparatif avec tout à l'égout.

L'installation d'épuration dont nous avons donné précédemment la description (1) a été transformée. Elle comprend maintenant, d'après les renseignements fournis par la Société générale d'épuration : un bassin de décantation, une fosse septique, un filtre dégrossisseur avec siphon automatique, un filtre percolateur.

Les eaux provenant des cuisines et buanderies reçoivent un traitement spécial par décantation rationnelle.

L'évacuation est faite partie en épandage, partie dans un ruisseau.

Cette nouvelle installation a été mise en service en 1914.

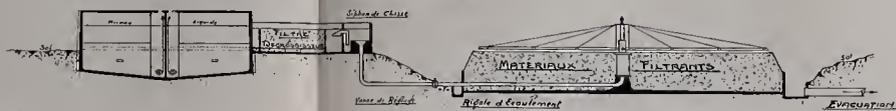
(1) VI^e volume, page 79.

ASILE DÉPARTEMENTAL D'ALIÉNÉS DU LOIRET

EPURATION BACTÉRIENNE DES EAUX RÉSIDUAIRES SYSTÈME "SEPTIC-TANK"

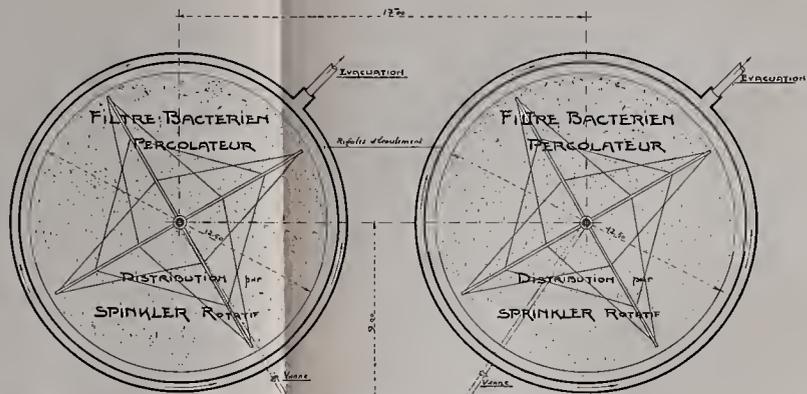
INSTALLATION pour TRAITER 250^m Environ par JOUR

COUPE

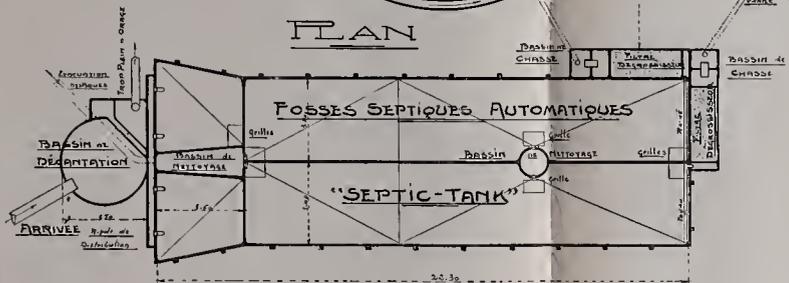


Monsieur GUILLEMONAT Architecte

Echelle 0.02 p.m.



PLAN



Paris le 20 Novembre 1912

Plan N° 1106

Fig. 14.

LEVES, près CHARTRES (Eure-et-Loir). — *Asile d'Aligre*.
Établissement hospitalier pour 500 personnes.

Volume journalier des eaux résiduaires, 60 mètres cubes.

Système séparatif avec tout à l'égout.

Bassin de décantation, fosse septique avec bassin de nettoyage, citerne de captation des eaux venant de la fosse septique, pour permettre leur relèvement avant l'envoi sur les

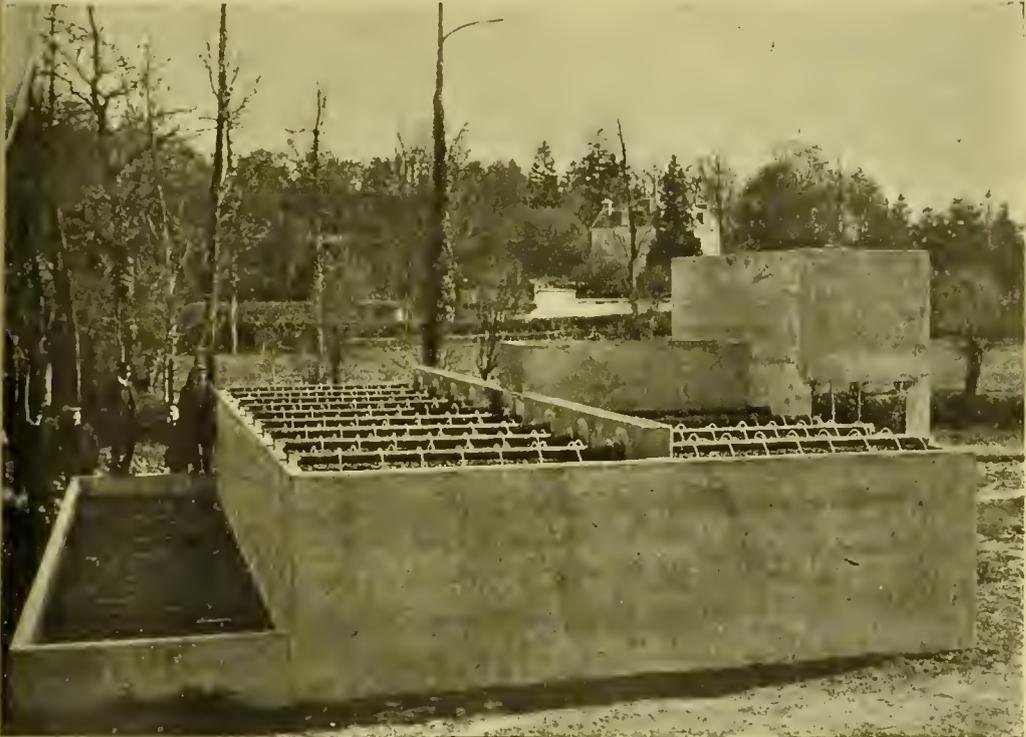


Fig. 15. — Station d'épuration de l'asile d'*Aligre*, près Chartres.

filtres, une station de relèvement par pompes centrifuges, un bassin régulateur, bassin de chasse formant filtre dégrossisseur, filtre percolateur, filtre percolateur complémentaire permettant en cas d'épidémie grave de compléter l'épuration par une précipitation chimique (fig. 15).

Mise en service en 1911.

ORLÉANS (Loiret). — *Abattoirs*.

L'installation est prévue pour traiter 200 mètres cubes par jour d'eaux résiduaires et pluviales avec un réseau de tout à l'égout du système unitaire.

Elle comprend : un bassin de décantation avec dispositif d'enlèvement des matières grasses par décantation rationnelle et trop plein d'orage, deux bassins de nettoyage, deux fosses septiques avec bassin de nettoyage commun, deux filtres dégrossisseurs, deux bassins de chasse, deux filtres bactériens percolateurs, avec sprinklers rotatifs.

Des dispositifs spéciaux ont été prévus pour le traitement préalable des liquides très chargés provenant des salles d'abatage ou autres.

L'installation est divisée en deux parties pour donner une plus grande élasticité à la marche et procéder aux nettoyages sans provoquer d'à-coups dans le fonctionnement.

CHAPITRE IX

LES PROGRÈS DE L'ÉPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX D'ÉGOUT EN GRANDE-BRETAGNE

Caractéristiques modernes de l'épuration des eaux d'égout ⁽¹⁾.

Dans quelques régions, une impression s'établit que beaucoup des principes types généralement reconnus et acceptés concernant l'épuration des eaux d'égout ne sont plus modernes. Cette impression, qui n'est pas sans fondement, mérite de retenir l'attention des hygiénistes.

Les principes généralement acceptés peuvent être définis comme suit :

1° L'eau d'égout contient des matières minérales et organiques. La matière organique en solution ou en suspension, est susceptible de se putréfier. La putréfaction engendre des odeurs et crée une nuisance au point de déversement.

2° L'eau d'égout contient les germes ou bactéries de certaines maladies, spécialement ceux de la fièvre typhoïde. Ces germes sont en rapport avec les matières solides, parties de tissus animaux, etc.;

3° La putréfaction de la matière organique n'engendre aucune maladie spécifique. La matière organique, en dehors des germes infectieux qu'elle renferme, est inoffensive, et les gaz qui s'en dégagent, causant de mauvaises odeurs, sont de même inoffensifs, aussi longtemps qu'ils ne sont pas en quantité suffisante pour déplacer l'oxygène naturel de l'air et causer ainsi l'asphyxie. Les germes de maladies ne sont pas

(1) T. AIRD MURRAY. *The Sanitary Record*, 19 octobre 1911, p. 569.

entraînés par les gaz et peuvent seulement se répandre dans le voisinage par éclaboussement. L'air des égouts ne peut disséminer la contagion comme on le croyait autrefois. La contagion ou l'infection est obtenue seulement par contact direct de quelque particule d'eau d'égout contenant le germe infectieux avec un aliment (solide ou liquide). Si l'eau d'égout ne contient aucun germe infectieux, elle ne produira ni la fièvre typhoïde ni aucune autre maladie, même si elle est en contact avec le lait ou l'eau de boisson. Tout le danger pour la santé publique réside dans les germes spécifiques qui se trouvent dans l'eau d'égout. L'eau d'égout par ses constituants purement chimiques n'est pas dangereuse ; elle l'est par ses constituants biologiques ou bactériologiques ;

4° Le but ultime de l'épuration des eaux d'égout peut être de :

a) Traiter seulement la matière organique de façon qu'elle ne puisse causer de nuisance, c'est-à-dire qu'au point de déversement il n'y ait aucune putréfaction et qu'il ne se dégage aucune mauvaise odeur ;

b) Traiter la matière organique de telle façon que tout germe infectieux soit détruit et que l'eau d'égout ne puisse répandre les maladies ;

c) Traiter la matière organique pour obtenir l'un et l'autre des résultats ci-dessus.

5° On sait que lorsque la matière organique de l'eau d'égout est en contact avec un excès d'oxygène, elle subit des transformations qui la rendent imputrescible et il ne se dégage aucune mauvaise odeur. Pour éviter tout dégagement de mauvaise odeur ou toute nuisance du fait des eaux d'égout, il faut donc les oxyder partiellement ;

6° Les procédés d'épuration ayant le seul but d'éviter toute nuisance par le moyen de l'oxydation n'ont pas été suffisamment efficaces pour détruire les germes de maladies :

7° Pour détruire les germes de maladie contenus dans les eaux d'égout, il ne faut pas seulement produire une eau imputrescible, mais encore employer un système efficace de désinfection.

Il n'y a pas un des principes généraux ci-dessus qui puisse être séparé et posé en contradiction des conclusions de toutes

les grandes autorités sur ce sujet. Ces conclusions ne sont pas nouvelles, elles ont été comprises et reconnues par tous les savants depuis bien des années. Il n'y a pas lieu de dire que les anciens principes doivent faire place aux nouveaux; dans cette matière ce n'est pas une question de principes, mais une question d'application de principes reconnus.

En Grande-Bretagne, le principal but de l'épuration des eaux d'égout a été et est encore d'obtenir un effluent imputrescible, d'où il résulte qu'on supprime la contamination des cours d'eau tout juste pour éviter seulement la nuisance. Dans ce pays, sauf une ou deux exceptions, les villes et agglomérations ne puisent pas leur eau de distribution dans les rivières s'écoulant aux environs; aussi tous les efforts ont seulement tendu à préserver la beauté naturelle et l'apparence esthétique des cours d'eau et non en vue d'en faire une source d'eau potable. La ville de Londres est une exception car elle puise son eau de distribution dans la Tamise et ses tributaires qui reçoivent des eaux d'égout seulement partiellement traitées; aussi l'eau doit-elle être purifiée plus complètement avant la distribution.

Un grand nombre de villes des Etats-Unis d'Amérique empruntent leur eau de distribution aux rivières recevant des eaux d'égout. Il est d'usage de purifier toutes les eaux de distribution et de n'épurer que partiellement les eaux d'égout.

La question de la désinfection des eaux d'égout, c'est-à-dire la destruction des germes de maladie est, au point de vue de l'application, relativement nouvelle. Ceux qui connaissent ce sujet n'ont jamais prétendu que les procédés d'épuration puissent donner une eau de boisson; seuls quelques industriels ont émis cette prétention. C'est en Allemagne qu'on appliqua, en premier lieu, les principes de désinfection des eaux d'égout, mais c'est aux Etats-Unis qu'ils ont retenu le plus l'attention.

En 1909, *Phelps* montra qu'on pouvait désinfecter les eaux d'égout avec de petites quantités de chlore, que la stérilisation absolue n'était pas nécessaire et qu'une désinfection ou stérilisation partielle était suffisante pour détruire les germes de maladies. Ces conclusions apparurent à certains comme une révolution dans les procédés d'épuration des eaux d'égout,

mais elles n'ont pas eu toutefois d'effet appréciable sur les méthodes types d'épuration.

La préservation de la condition naturelle et de l'apparence des cours d'eau et l'éloignement de toute nuisance par les odeurs est une question aussi actuelle que jamais. La désinfection n'enlève ni ne diminue les matières en suspension des eaux d'égout, elle retarde la putréfaction mais pour un temps seulement. La désinfection ne satisfera pas ceux qui verront flotter des ordures sur une rivière, alors même qu'ils seraient assurés que les germes de fièvre typhoïde et autres ont été détruits. D'autre part, la désinfection ajoutée aux procédés types d'épuration pour éviter la nuisance actuelle, peut, dans beaucoup de cas, avoir son importance : ce n'est pas une révolution des procédés types d'épuration, mais simplement leur développement.

La désinfection des effluents épurés est aussi une des caractéristiques modernes les plus importantes et les plus utiles. On doit reconnaître qu'aucun effluent, si l'eau d'égout n'a été traitée que pour supprimer la putrescibilité, ne peut entrer dans une source d'eau de distribution. Dans le cas d'eaux qui ne doivent pas servir pour une distribution, on peut y rejeter les eaux d'égout partiellement traitées.

Dans le district de *Sackatchewan*, les seules sources d'eau potable sont la rivière du même nom et ses tributaires; aussi doit-on éviter toute souillure. Le gouvernement impose aux municipalités d'épurer les eaux d'égout de façon que les effluents déversés dans la rivière ne contiennent pas de germes de maladie. Les municipalités, suivant ces conditions, construisent actuellement des stations pour l'épuration des eaux d'égout d'après les méthodes types et, de plus, l'installation nécessaire pour la désinfection des effluents.

Les caractéristiques modernes de l'épuration des eaux d'égout peuvent être résumées comme suit :

a) L'élimination d'une grande partie des matières en suspension par criblage et décantation dans des bassins;

b) La suppression de la tendance à la putréfaction en mettant l'eau d'égout en contact avec l'oxygène, généralement par l'emploi de filtres aérés, ou, lorsque l'occasion se présente, par dilution dans de grands volumes d'eau contenant l'oxy-

gène dissous nécessaire pour oxyder la matière organique de l'eau d'égout;

c) La suppression de la tendance de l'eau d'égout à disséminer certaines maladies lorsqu'elle vient en contact avec les aliments, ou en d'autres termes la désinfection de l'eau d'égout par destruction des germes de maladies.

Excepté lorsque l'eau d'égout est déversée dans un bassin sujet aux marées, il est généralement nécessaire de suivre le procédé *a*. Avec un criblage efficace et de l'attention, beaucoup des matières pouvant produire une « nuisance » sont retenues et, avec une décantation supplémentaire, toutes les matières solides, excepté les très fines particules, sont pratiquement retenues. Un tel effluent peut être désinfecté par environ 7 milligrammes de chlore par litre.

L'opportunité de ne pas effectuer l'oxydation par les filtres aérés et de compter sur l'oxydation qui se produira dans la rivière qui recevra l'effluent dépend : *a*) de conditions locales, telles que l'importance, la rapidité, le débit de la rivière, et si l'eau de cette rivière est utilisée pour l'alimentation ou autre emploi; *b*) ou si la désinfection est nécessaire, une étude sérieuse des dépenses annuelles capitalisées pour le supplément de chlore, mises en parallèle avec le capital nécessaire pour la construction de filtres aérés, lesquels exigent moins de chlore.

Pour les rivières de l'intérieur des terres qui servent de sources d'eau d'alimentation, on trouvera généralement que les trois procédés sont nécessaires, tant au point de vue de l'efficacité qu'à celui de l'économie.

Épuration des eaux d'égout.

Dans un éditorial du *Sanitary Record* ⁽¹⁾ nous trouvons cette constatation que, pendant l'année 1911, nos connaissances sur l'épuration des eaux d'égout ont peu progressé. On peut noter une tendance à limiter la capacité des bassins de décantation et aussi à réduire la durée du séjour des eaux dans ces bas-

(1) *San. Rec.*, 4 janvier 1912, p. 2.

sins. On attache moins d'importance, semble-t-il, à assurer la fermentation dans ces bassins, et on y retient les eaux le temps strictement nécessaire pour réduire d'une façon satisfaisante la proportion des matières en suspension. La supériorité des filtres à percolation sur les lits bactériens de contact a encore été établie pendant cette année, et cette méthode d'épuration paraît avoir été adoptée dans presque toutes les stations de quelque importance. Bien que les sprinklers rotatifs automatiques soient très efficaces, la préférence qui était marquée il y a deux ou trois ans pour les sprinklers mus électriquement n'a pas persisté. Pour la décantation de l'humus entraîné par l'effluent des filtres percolateurs, beaucoup d'ingénieurs ont adopté les fosses *Dortmund*, bien qu'on filtre encore souvent sur sable l'effluent de ces lits. Le déversement des effluents dans des lagunes pour les séparer de l'humus et les aérer a été adopté dans quelques cas. Il n'y a aucune nouvelle méthode de traitement des boues; le pompage de la boue dans des sillons sur la terre et le traitement par épandage sur des terrains drainés, sont les méthodes les plus généralement employées. On a prétendu que, dans quelques cas, il y a une tendance marquée à exagérer les dépenses de construction des stations d'épuration. Comme tous les projets de quelque importance doivent être soumis à l'approbation du *Local Government Board*, il apparaît que ce Conseil pourrait avec opportunité insister sur quelque unification du prix de ces stations, car il n'y a pas de justification apparente pour que certaines stations aient coûté 100 pour 100 plus cher que d'autres.

Épuration des eaux usées des institutions, maisons de campagne et de petits hameaux.

M. H. Maclean Wilson a résumé dans un rapport au *West Riding Rivers Board* dont il est le *Chief Inspector*, les opinions généralement admises en Angleterre relativement à l'épuration des eaux usées des petites agglomérations (avril 1912).

Lorsqu'on aura à choisir une méthode d'épuration, il y a lieu d'apporter la plus grande attention à de nombreux points

qui sont peu importants pour les grandes stations. Les dispositifs adoptés ne doivent pas être coûteux; les appareils seront le plus simple possible pour ne pas exiger une surveillance attentive: tout doit être presque automatique. *M. Wilson* déclare que remplir ces conditions n'est pas tâche aisée: beaucoup de tentatives ont été faites et n'ont pas toujours été couronnées de succès.

L'auteur prend comme type un petit hameau de 100 habitants. L'importance de l'installation dépend du volume d'eaux usées qui varie de 18 à 25 litres par tête et par jour lorsque l'eau est tirée du puits, jusqu'à 150 litres, à 180 et plus, pour les villas pourvues d'une distribution d'eau constante et où se trouvent des salles de bains et des water-closets.

Dans tous les cas, les eaux des toitures et autres eaux propres ne seront pas reçues dans les canalisations des eaux usées, car leur admission troublerait l'épuration. Dans une petite installation il ne doit pas y avoir de grilles car elles ne seront pas surveillées, et les grosses matières peuvent facilement être reçues dans les fosses.

La capacité de la fosse septique doit être égale au volume d'eau qui s'écoule en 56 heures. On peut croire qu'elle est ainsi trop grande, mais il faut prévoir l'accumulation des boues qui la diminuera. La fosse septique aura une profondeur d'au moins 1^m,50 pour tenir compte du dépôt des boues et de la formation des écumes. Les tuyaux d'entrée et de sortie seront au moins au nombre de 2 pour réduire la vitesse d'écoulement du liquide; ils seront à 0^m,60 au dessous du niveau de l'eau, de façon que les arrivées ne disloquent pas la couche d'écumes. La fosse sera construite en briques et ciment, ou béton, ou autres matériaux imperméables. Le fond sera en pente vers un angle pour permettre le nettoyage facile. S'il y a une dénivellation suffisante, on placera, dans l'angle le plus bas de la fosse, une vanne pour l'écoulement des boues sur la terre ou sur un lit à boues. Il est préférable de couvrir la fosse, sans qu'il soit nécessaire de la tenir à l'abri de l'air. Il est indispensable en ce cas de prévoir un tuyau pour le dégagement des gaz.

Dans une petite installation comme celle-ci, il n'y a pas utilité de construire la fosse en double, pour le temps de net-

toyage, mais lorsqu'on peut disposer de terrains on prévoira une canalisation pour dériver les eaux à ce moment. Dans les grandes maisons de campagne, les variations du volume des eaux usées peuvent causer des difficultés. En effet, le nombre des habitants peut osciller de 2 ou 3 pendant l'hiver, à 20 ou 50 en été, et l'installation doit être construite de façon à traiter le maximum. Une fosse septique établie pour les eaux de 50 personnes sera trop grande pour celles de 2 à 3 et le liquide sur-septisé sera très offensif. Dans ces cas spéciaux, il peut être convenable d'avoir deux fosses septiques, une grande et une petite, et de les employer alternativement. Lorsque les variations sont plus faibles, le tuyau d'écoulement de la fosse peut être réglé pour répartir le volume des eaux sur les 24 heures ou bien de l'eau propre peut être ajoutée lorsque le débit est faible, de façon à obtenir une moyenne.

Le lit filtrant est la partie la plus importante de l'installation et sa construction doit être très soignée. Le fond doit être imperméable et en forte pente vers le canal d'évacuation; il sera couvert d'un faux fond de tuiles ou d'ardoises posées sur des briques écartées de 50 centimètres ou de tuiles à pieds fabriquées spécialement. Pour les petits lits, ce faux fond n'est pas absolument nécessaire; il peut être remplacé par une couche de gros matériaux qui permettent l'entraînement des matières finement divisées avec l'effluent. Les filtres seront soutenus par des murs en forme de pigeonniers, construits en pierres sèches. Il n'est pas nécessaire que le lit soit au-dessus du sol; il est plutôt préférable qu'il soit en sous-sol, il est alors moins visible et protégé en grande partie des vents froids; dans ce dernier cas, le côté du canal d'évacuation sera libre sur toute sa hauteur pour permettre à l'air d'entrer par les murs et par le faux fond.

Les matériaux du lit seront résistants, comme les pierres cassées, le gravier, les scories, ne s'effritant pas facilement par les alternatives de sécheresse et d'humidité. La profondeur du lit variera de 0^m,90 minimum à 1^m,80 maximum.

Le remplissage du lit est très important, les matériaux doivent être gradués avec grand soin. Dans un lit de 1^m,80, sur le faux fond on place des morceaux de 75 à 100 millimètres sur une profondeur de 150 millimètres; au-dessus, une couche

de 0^m,90 de morceaux de 57 à 75 millimètres, puis une couche de 0^m,50 de morceaux de 12 à 57 millimètres, puis 0^m,15 de morceaux de 6 à 12 millimètres, et enfin une couche superficielle de 0^m,50 de morceaux de 5 à 6 millimètres. Un lit de 0^m,90 de profondeur sera construit comme les couches des 0^m,90 superficiels du lit précédent. La surface du lit sera entourée d'un bourrelet de 0^m,15, en hauteur, de fins matériaux pour éviter les débordements. Cet arrangement a cet autre avantage de permettre que les murs se conservent secs, ce qui diminue la pullulation des mouches.

La surface du lit dépend de sa profondeur et du volume d'eaux usées à épurer. On calculera les dimensions sur la base d'au moins 5^m²,565 par mètre cube d'eau à épurer par jour, et même plus que cela peut être prévu, car il ne faut pas oublier que dans une installation de ce genre tout le travail est fait en 10 ou 12 heures par jour. Dans l'exemple proposé plus haut, pour un lit de 1^m,80, la surface sera de 5^m²,820 pour le taux de 25 litres par tête, ou de 50^m²,560 pour le taux de 180 litres; mais, comme les eaux dans le premier cas seront plus chargées et la surface nécessaire réduite au minimum, il est préférable de la doubler.

Comme on l'a établi, l'effluent de la fosse septique, déversé directement et d'une façon continue à la surface du filtre, pénètre au travers des matériaux et ne gagne la partie la plus éloignée de l'arrivée que lorsque la surface du filtre est en partie colmatée. Pour éviter cet inconvénient, l'effluent de la fosse doit être déversé subitement en relativement grande quantité, comme avec les déversoirs basculants.

La capacité du déversoir dépend du volume des eaux usées et de la surface du lit. Pour un lit de 7^m²,64 et un débit de 2270 litres par jour, un déversoir de 9 litres sera suffisant; pour un lit de 50^m²,56 et un débit de 18160 litres par jour, sa capacité de 22^l,7. Cela donne un déversement d'un volume d'eau de 1^l,074 à 0^l,678 par mètre carré de lit.

Comme ces appareils peuvent cesser de fonctionner par le froid, ils doivent être protégés par une couverture en bois ou, si cela est possible, placés en sous-sol dans un trou d'homme. Pour mieux assurer la distribution du liquide sur toute la surface du lit, on doit établir des canaux spéciaux comme

des drains posés bout à bout, drains en terre non gélive.

Dans l'effluent du lit de cette forme on constate parfois la décharge d'une quantité considérable d'humus ou matières fines en suspension qu'on peut retenir dans un petit bassin de décantation de 227 à 454 litres de capacité, ou sur un petit filtre de 75 à 100 millimètres de sable posé sur 150 millimètres de gravier, ou mieux encore sur une petite prairie. L'effluent des lits percolateurs ne contient pas de matières dangereuses et peut favoriser la croissance de l'herbe.

Une telle installation exige peu de surveillance. La fosse septique ne devra être nettoyée qu'au bout d'un temps assez long. Le nettoyage sera effectué en hiver pour diminuer les nuisances possibles et la boue séchée pourra être utilisée comme engrais. Il est seulement utile d'huiler de temps en temps le déversoir basculant. La surface du filtre sera grattée périodiquement pour enlever les matières et les graisses entraînées, et remplacée par une petite quantité de matériaux neufs pour garder la même profondeur.

HYDE. — Dans une réunion de l'*Association of Managers of Sewage Disposal Works*, M. T. Horrocks a donné une description de la station d'épuration qu'il dirige à *Hyde* et des considérations sur son fonctionnement (1).

Les eaux d'égout arrivent à la station par gravitation et traversent deux bassins à détrit, munis de grilles dont la surface est de 7^m2,5 qui peuvent être en service ensemble ou séparément. Les eaux s'écoulent alors dans une série de 8 bassins de décantation, qu'elles traversent de part en part, d'une capacité totale de 8172 mètres cubes, correspondant au débit de un jour et demi des égouts par temps sec. Chaque bassin est muni d'un mur formant chicane avec ouvertures au bas, de façon à obliger les eaux à se mélanger et à prévenir la formation de courants directs. La surface des bassins compris les murs est de près de 4000 mètres carrés, et le chemin parcouru par les eaux est de 227^m,5. Les bassins fonctionnent à deux niveaux : le niveau inférieur pour le débit normal, le niveau supérieur pour les afflux subits d'eau d'orage, ou lorsque

(1) Natural purification of Sewage. *San. Rec.*, 2 mars 1911, p. 195.

les eaux doivent être emmagasinées quelque temps. Au centre de la surface occupée par les bassins se trouve un large chemin en excavation pour les tuyaux et les vannes destinés à l'évacuation des boues par gravitation.

Les eaux d'orage s'écoulent par un déversoir permanent placé dans le premier bassin, sur un lit d'orage de 4000 mètres carrés de superficie, formé de scories sur 1^m,05 de profondeur, les eaux y étant distribuées par des conduits en demi-tuyaux.

A la sortie du huitième bassin, l'effluent est élevé dans un réservoir supérieur d'où il s'écoule sur 15 lits percolateurs. Chaque lit a la forme d'un octogone de 18^m,90 de diamètre, donnant une surface totale de 4740 mètres carrés, du type *Wittaker-Bryant*, munis de sprinklers *Candy-Wittaker*. Les matériaux des lits sont du coke de 25 à 100 millimètres non gradués, sur une profondeur de 2^m,70. Les lits sont entourés de murs en briques de 22 centimètres, comprenant de nombreuses ouvertures. Leur fond est recouvert de larges tuiles semi-circulaires placées sur des rangées de briques, de façon à ménager un espace d'aération de 0^m,50 entre le sol et les matériaux. L'effluent des lits traverse enfin deux bassins de décantation à humus, peu profonds et munis de chicanes, pour retenir les matières en suspension. Leur surface est de 1765 mètres carrés et leur capacité totale est de 961 mètres cubes, soit environ 1/5 du débit journalier par temps sec.

Certains dispositifs de ce procédé d'épuration ont, d'après *Horrocks*, contribué à son succès.

Le premier facteur important est le mode de construction des bassins de décantation. Le fait que le courant est brisé par des chicanes et que le chemin parcouru est plus long qu'habituellement, contribue à en obtenir l'arrêt et un dépôt physique maximum ou une liquéfaction bactérienne, comme cela peut être, des matières solides.

Un autre point, plutôt nouveau, est la méthode de pompage par pulsomètres, des eaux sur les lits bactériens. Comme on le sait, dans ces pompes, la vapeur utilisée pour l'élévation de l'eau est absorbée, ce qui augmente la température du liquide. Par suite, l'effluent, lorsqu'il est déversé sur ces lits, est toujours à deux ou trois degrés F. de température de plus que lorsqu'il sort des bassins de décantation. L'auteur pense que

cela est très important et favorise l'aération des lits en déterminant des courants d'air frais au travers des interstices des matériaux. De plus, pendant les temps froids, on observe un grand avantage et on n'a aucune difficulté avec les sprinklers rotatifs.

La construction des lits bactériens est aussi importante. L'auteur n'attache pas grand intérêt à la perforation des murs extérieurs et il pense qu'on obtiendra d'aussi bons résultats avec des murs pleins, pourvu qu'on réserve toujours au-dessous des matériaux un espace suffisant pour l'aération et que le fond du lit soit bien drainé. Il attribue les bons résultats obtenus à *Hyde* à cet espace d'aération qui est beaucoup plus grand qu'ordinairement.

Un autre point essentiel est que les matériaux des lits sont très gros et pratiquement non gradués. Aucun morceau n'a moins de 25 millimètres. On a seulement réservé pour le fond les morceaux de coke les plus volumineux. On doit, sans doute, à la grosseur ce fait qu'ils sont plus propres et meilleurs actuellement qu'au moment de la construction des lits. Leur capacité n'est en aucune façon réduite et ils sont remarquablement exempts de cavités. L'auteur pense qu'on a une tendance à construire des lits avec des matériaux trop fins, et trop gradués, ce qui entraîne à des dépenses inutiles pour le classement des matériaux de différentes grosseurs. D'ailleurs un lit à matériaux fins fonctionne très bien pendant un certain temps, agissant alors plutôt comme un filtre; mais son utilisation est de courte durée, car il se colmate bientôt et il se forme des cavités, ce qui oblige à des piochages, puis à des lavages et à des réfections. Il fait remarquer qu'il ne faut pas en conclure que les matériaux doivent être toujours de la même grosseur sans rapport avec la profondeur du lit; mais il arrive qu'on obtient de meilleurs résultats, relativement, avec un lit à gros matériaux qu'avec un lit à fins matériaux, car, dans le premier cas, on a le maximum d'aération, ce qui est le point le plus essentiel.

Parmi les dispositifs de distribution automatique et intermittente des eaux à la surface des lits bactériens (appareils mécaniques ou autres), les uns sont très perfectionnés et coûteux, les autres très ingénieux. *T. Horrocks* doute de l'absolue

nécessité de l'alimentation intermittente des lits bactériens percolateurs. Ceux de *Hyde* fonctionnent continuellement depuis plusieurs années. Lorsqu'on remet en marche un ou deux lits supplémentaires arrêtés depuis longtemps, il n'en résulte aucun inconvénient pour l'effluent final; mais il est probable que les bassins à humus supportent mal l'effluent de ces lits neufs. Dans les premières années on s'efforçait de faire fonctionner les lits alternativement et avec des périodes de repos aussi égales que possible; mais on trouva bientôt que cela n'était pas nécessaire et l'expérience montra qu'il n'y a pratiquement aucune limite à la période pendant laquelle les filtres travaillent continuellement et efficacement.

Les lits de *Hyde* reçoivent par temps sec en moyenne 1944 litres d'eau par mètre carré, ou 696 litres par mètre cube de matériaux, par jour.

L'emploi de gros matériaux a encore l'avantage de la conservation, car les matières en suspension les traversent, après avoir subi des transformations, et sont recueillies dans les bassins à humus.

Reste la question des boues, car, comme on sait, tous les procédés d'épuration produisent des boues. Or, à *Hyde*, on peut estimer qu'on pompe de 5 à 4000 tonnes de boues humides par an contre 7000 tonnes lorsqu'on traitait les eaux d'égout par la chaux. Par suite de leur grande capacité, les bassins peuvent être en service pendant de longues périodes sans être vidés. Depuis 6 ans 1/2 que les bassins fonctionnent d'après le principe de la fosse septique, les numéros 1 et 2 ont été dragués seulement chacun trois fois; les derniers l'ont été plus souvent; les numéros 7 et 8 deux fois par an. Pour le procédé à la chaux on vidait chaque semaine l'un des six bassins plus petits qui existaient alors. Il est vrai de dire que le nettoyage d'un bassin est actuellement plus long et plus coûteux.

Au début, on essaya sans succès de presser la boue septique. On ne pouvait obtenir de tourteaux satisfaisants qu'en ajoutant une certaine quantité de chaux. La boue est maintenant répandue sur les terres où elle se sèche. Lorsqu'elle ne contient plus que 60 pour 100 d'eau environ, elle est relevée et mise en tas. Cette méthode est primitive, mais elle a le

mérite d'être économique : soit environ 0 fr. 90 par tonne de boue séchée, tandis que par les presses le prix revenait à 4 fr. 95 la tonne. Malgré la prime d'enlèvement de 0 fr. 60 par « load », les cultivateurs n'enlèvent pas toute la boue produite à la station. Il n'en serait probablement pas de même dans une contrée exclusivement agricole.

La solution de cet important problème réside dans un traitement scientifique de ces matières en éliminant l'humidité et d'autres éléments inutiles et en y ajoutant des composés fertilisants pour accroître leur valeur comme engrais.

Les eaux résiduaires industrielles sont aussi importantes à considérer. A *Hyde* il y a différentes industries : fabriques de peaux, blanchisseries, pelleteries, boyauderies, fabriques de margarine, de couleurs, de coton, teintureries, etc.

Pour cette raison, les eaux d'égout de *Hyde* étaient considérées auparavant comme difficiles à épurer. On traite encore à la station des eaux très complexes, mais sans dommage appréciable pour le procédé d'épuration.

Le coût de l'épuration est tombé de 20 fr. 95 (procédé à la chaux) à 14 fr. 25 actuellement par 1000 mètres cubes et, comme le volume d'eau traité a augmenté en dix ans, ce dernier prix est relativement encore inférieur.

LICHFIELD ⁽¹⁾. — Les eaux d'égout de *Lichfield* sont difficiles à épurer par suite de la forte proportion d'eaux résiduaires industrielles qu'elles contiennent, et du fait qu'elles doivent être rejetées dans un ruisseau dont elles constituent à elles seules le débit pendant les mois d'été.

On y appliqua pour la première fois des filtres à écoulement continu. Deux séries de bassins de précipitation furent construits en 1899. Leur capacité totale était de 1110 mètres cubes : deux filtres étaient adjoints, qui ont été augmentés depuis en plusieurs fractions. Ils mesurent actuellement 5940 mètres carrés et contiennent 5700 mètres cubes de matériaux. La profondeur des filtres varie de 1^m,20 à 1^m,65. Ils sont établis directement sur le sol argileux. Les matériaux sont composés, sauf pour une exception, de charbon ; les deux derniers filtres de

(1) D'après W. B. CHANCELLOR, *San. Rec.*, 14 juin 1912, p. 561.

1^m,20 de profondeur sont composés sur 0^m,50 de morceaux de 25 à 50 millimètres et sur 0^m,90 de morceaux de 6 à 12 millimètres. Un filtre fut défait en mars 1908 et reconstruit avec du laitier : 0^m,55 de morceaux de 25 à 50 millimètres, 0^m,225 de 12 à 25 millimètres et 0^m,975 de morceaux de 5 à 6 millimètres. Ce filtre, en service depuis lors, ne présente pas de détérioration. La couche supérieure, de 0^m,225, qui retient les matières en suspension et les matières colloïdales que renferme encore l'effluent des bassins, est graduellement remplacée par de petits morceaux de laitier, car on a remarqué que le charbon se désagrège rapidement à la surface. La distribution est obtenue par des becs pulvérisateurs fixes.

La superficie utilisable est de plus de 8 hectares, mais le sol d'argile compacte est sans valeur pour l'épuration. Pendant les trois dernières années, une partie a toutefois été aménagée en la labourant, mélangeant la terre avec des résidus de charbon et en y pratiquant des cultures appropriées, pour y déverser les eaux d'orages.

Jusqu'en 1907, les eaux d'égout étaient traitées par précipitation chimique ; on employait par an environ 62 tonnes d'alumino-ferrie, et de chaux. L'effluent était généralement satisfaisant, mais il se décomposait en se mélangeant à l'eau du ruisseau. Il en résultait le dépôt d'une quantité considérable de matières floconneuses et de zooglyphes microbiennes. En 1908, à la suite d'expériences, on reconnut qu'il était possible d'améliorer ces résultats par de légères modifications.

Actuellement, le débit des égouts par temps sec est de 1800 mètres cubes par jour, soit 200 litres par habitant ; ce volume élevé provient des trois brasseries de la ville qui emploient des quantités d'eau considérables pour le refroidissement.

Le système de fosses adopté est en partie septique et en partie de précipitation chimique, c'est-à-dire que les eaux d'égout laissent décanter les matières les plus lourdes dans un bassin avant d'être additionnées des réactifs chimiques. On obtient ainsi de meilleurs résultats qu'en traitant directement l'eau brute, et on fait une économie de 75 pour 100 des précipitants. Pendant les mois d'été, l'eau séjourne dans un bassin pendant 6 h. 22 et en hiver pendant 10 h. 25 comptées sur

le débit par temps sec. Il n'est pas possible de traiter les eaux d'égout de *Lichfield* seulement en fosse septique à cause des variations de composition.

Aucun étalon d'épuration ne peut être fixé arbitrairement sans tenir compte des circonstances locales. A *Lichfield*, vu la proportion du volume d'effluent comparé au débit du ruisseau, l'étalon a été ainsi fixé par litre : ammoniacque organique, pas plus de 0^{mg},8; oxygène absorbé en 4 heures, pas plus de 5 milligrammes; azote des nitrites et nitrates, pas moins de 10 milligrammes; matières en suspension, pas plus de 50 milligrammes.

A *Lichfield*, le plus fin charbon employé est encore en aussi bon état qu'au début, sauf la couche superficielle de 0^m,225. Les meilleurs résultats furent obtenus avec les filtres de 1^m,50 de profondeur.

Pour séparer les matières floconneuses entraînées avec l'effluent on a construit 560 mètres de fossés en séries de 5 et 6 mètres de large, ce qui a permis de continuer l'oxydation des matières organiques.

On emploie environ de 60 à 70 milligrammes d'alumino-ferric par litre d'eau d'égout. Les bassins sont vidés toutes les deux ou trois semaines. La boue est répandue dans des rigoles. Le taux d'alimentation des filtres n'excède pas 650 litres par mètre carré et par jour. Le charbon forme un excellent milieu, mais il se désagrège facilement à l'air; aussi est-il indispensable de le recouvrir d'une couche de 0^m,225 de fin laitier.

WAKEFIELD⁽¹⁾. — Les eaux d'égout de *Wakefield* sont considérées comme concentrées et contiennent diverses eaux résiduaires industrielles, principalement des eaux de lavage de laines. Elles sont épurées par précipitation chimique suivie d'une filtration sur lits bactériens à percolation. L'ingénieur de la ville, *J. P. Wakeford*, a expérimenté divers réactifs chimiques⁽²⁾.

(1) Voir description de l'ancienne station d'épuration : *Ces Recherches*, VII^e volume, page 514.

(2) *Eng. Record*, 25 septembre 1911, page 555 et *San. Record*, 8 août 1912, page 158.

Le volume des eaux d'égout était d'environ 9000 mètres cubes par jour et la quantité de précipitant était ajoutée en proportion du débit moyen par heure.

Chaux. — La chaux sèche était ajoutée graduellement à l'eau et mélangée continuellement, puis passée à travers un crible pour en séparer les pierres. Elle était versée dans des fosses peu profondes, et abandonnée au repos pendant un jour ou deux jusqu'à ce qu'elle ait acquis la consistance voulue. Elle était alors distribuée dans un baril placé au-dessus du canal d'arrivée des eaux et muni d'une ouverture de 5 centimètres près du fond, dans lequel un jet d'eau entraînait la chaux sous forme de lait qui se mélangeait à l'eau d'égout. La proportion de chaux ajoutée était de 0 gr. 115 par litre. On obtenait ainsi un liquide trouble, de réaction très alcaline, se précipitant de nouveau par l'addition d'autres réactifs comme les sels ferriques, ce qui indiquait que l'épuration était incomplète.

Chaux et sulfate ferrique. — Le sulfate ferrique était obtenu par oxydation du sulfate ferreux. On trouva que pour obtenir une bonne précipitation on devait employer 0 gr. 400 de sulfate ferrique et 0 gr. 050 de chaux par litre.

Chaux et sulfate ferreux. — On employa 0 gr. 215 de sulfate ferreux et 0 gr. 060 de chaux par litre. La précipitation parut bonne, mais l'effluent était quelque peu trouble et n'avait pas la limpidité obtenue avec le sulfate ferrique.

Chaux et sulfate ferrique en plaques. — Le sulfate ferrique en plaques était placé dans des paniers immergés dans le canal d'entrée des eaux et la chaux ajoutée comme plus haut, cette dernière à la dose de 0 gr. 245 par litre. L'effluent était clarifié mais il présentait une légère opalescence due au kaolin ajouté dans la proportion de 22 pour 100 au sulfate ferrique pour en faire des plaques. Le prix parut prohibitif. Ce précipitant donne des résultats très satisfaisants en produisant un fort précipité qui se dépose facilement. On ne fit qu'une courte expérience dans le but, si elle donnait de bons résultats, de l'expérimenter sous la forme liquide.

Chaux et sulfate ferrique. — On prépare une solution d'hydrate ferrique dans l'acide sulfurique à chaud. La chaux était ajoutée au taux de 0 gr. 085 par litre, puis le sulfate ferrique en solution. La dose de ce dernier donnant le meilleur résultat fut de 0 gr. 246 par litre. On obtint ainsi une précipitation très rapide et l'effluent limpide présentait un pourcentage d'épuration de 75 par l'épreuve de l'oxygène absorbé en 4 heures.

Les expériences suivantes ont montré que l'emploi de la chaux suivi de celui d'une solution de sulfate ferrique donne les meilleurs résultats d'épuration des eaux d'égout de *Wakefield*. La préparation du sulfate par dissolution de l'hydrate ferrique dans l'acide sulfurique est moins coûteuse que celle par oxydation et exige beaucoup moins de main-d'œuvre.

C'est cette méthode qui a été définitivement adoptée et la station d'épuration est actuellement en réfection.

Dans la nouvelle disposition les eaux d'égout (9000 mètres cubes en moyenne par jour et par temps sec) seront reçues dans deux bassins à détritits ayant chacun une capacité de dééantation de 150 mètres cubes et une capacité de retenue de 120 mètres cubes. Les eaux passeront alors dans un puisard de pompage qui les élèvera dans un caniveau alimentant les bassins de précipitation.

Pendant leur passage dans le caniveau, les eaux recevront les réactifs chimiques, des chicanes assureront un mélange plus parfait avant le déversement dans les bassins de précipitation.

Lorsque le débit des égouts dépassera trois à cinq fois celui observé par temps sec, un déversoir dérivera le supplément sur les terrains servant auparavant à la filtration intermittente. Ces terrains sont entourés de rebords et un déversoir permettra l'évacuation directe d'un volume supérieur à ce débit.

Le volume de trois fois le débit par temps sec passera dans les bassins de précipitation, qui ont une capacité égale au débit de 16 h. 6 par temps sec, puis dans un canal de distribution divisé en 8 sections. Dans ce canal se trouveront 52 siphons qui déverseront automatiquement les eaux dans les chambres d'où elles seront conduites à des distributeurs placés au-dessus des lits.

Les lits percolateurs auront la constitution suivante :

Couche de fond.	0 ^m ,50	de gravier de 100 à 75 millimètres.
—	0 ^m ,80	— 57 ^{mm} ,5
—	0 ^m ,50	— 12 ^{mm} ,5
—	0 ^m ,25	de scories de 12 ^{mm} ,5 à 6 millimètres.
Couche de surface.	0 ^m ,15	— 6 à 5 millimètres.

L'effluent des lits traversera un bassin à humus dont la capacité sera de 2 h. 1/2 de débit par temps sec.

Les résultats comparatifs de la décantation simple ou après précipitation par la chaux seule, ou la chaux et le sulfate ferrique, sont les suivants en milligrammes par litre :

	Oxygène absorbé en 4 heures.	Épuration pour 100 de l'oxygène absorbé.	Matieres en suspension.
Eau brute	118,4	—	510,0
Eau brute décantée . . .	76,0	55,8	220,0
Eau brute	114,0	—	450,0
Eau brute précipitée par la chaux	54,6	52,4	50,0
Eau brute	115,6	—	556,0
Eau brute précipitée par la chaux et le sulfate ferrique	45,6	61,6	55,0

CHAPITRE X

LES PROGRÈS DE L'ÉPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX D'ÉGOUT EN ALLEMAGNE

HOMBOURG. — Une nouvelle installation a été faite à *Hombourg* pour l'épuration des eaux résiduaires de l'asile d'aliénés. Cette installation comprend une fosse à sables avec grille et chicanes, un bassin de décantation d'une capacité de 500 mètres cubes, deux filtres percolateurs de 1 m. 50 de hauteur constitués par des scories, et enfin un bassin de désinfection de l'eau en cas d'épidémie.

QUEDLINBURG. — La ville de *Quedlinburg* a disposé dans ses abattoirs des bassins de décantation pour récupérer les graisses des eaux résiduaires et éliminer les matières en suspension. On tue en moyenne chaque jour, à l'abattoir, 5 bœufs, 10 moutons et 50 porcs, ce qui entraîne une consommation d'eau d'environ 25 mètres cubes. Dans les journées les plus chargées, on tue 18 bœufs, 25 moutons et 78 porcs et la consommation d'eau atteint alors 60 mètres cubes. Les eaux résiduaires de l'abattoir traversent d'abord une grille, placée entièrement au-dessus du premier bassin de décantation, ce qui permet d'enlever facilement les gros débris retenus par cette grille : on retire ainsi environ 1 mètre cube toutes les huit semaines. L'eau qui a traversé la grille passe dans un premier bassin de décantation où elle abandonne la plus grande partie de ses dépôts, puis dans un second bassin muni de 5 chicanes, dans lequel on recueille les graisses : on retire ainsi tous les mois 70 à 80 kilogrammes de graisses assez

pures, qu'on vend 0 fr. 20 le kilogramme. Chaque bassin de décantation est en outre muni d'une fosse à boues. Les eaux qui sortent du second bassin s'écoulent au dehors et se mélangent avec les eaux d'égout de la ville.

Cette installation a coûté 10 000 francs.

RATHENOW. — Une installation a été faite au Sanatorium de *Rathenow* pour traiter les eaux résiduaires de 60 personnes, soit environ 12 mètres cubes par jour. Cette installation comprend deux fosses septiques placées l'une à la suite de l'autre, d'un volume de 45 mètres cubes, deux lits percolateurs à deux étages, de 56 mètres cubes de capacité, constitués par des morceaux de coke. On utilise chacun de ces lits alternativement toutes les 24 heures et leur chargement se fait par chasses automatiques de 170 litres. Le prix de l'installation s'est élevé à 5 750 francs.

STELLINGEN, LANGENFELDE, LOCKSTEDT, BIDLSTEDT et NIENDORF. — Les eaux résiduaires de ces quatre communes s'écoulent par gravitation et se réunissent au point le plus bas, et elles y traversent des bassins dans lesquels les grosses matières en suspension sont retenues par des grilles. Ces bassins sont au nombre de trois et ils ont chacun 200 mètres cubes. L'effluent a un volume journalier de 4 000 mètres cubes, dont 2 700 d'eaux industrielles provenant surtout de deux tanneries, d'une fabrique de papier et d'une brasserie. Les eaux sont alors envoyées par des pompes au champ d'épuration. Elles y sont d'abord clarifiées mécaniquement par 4 décanteurs *Emscher*, et le liquide clair est envoyé sur un terrain de 12 hectares, constitué par une couche de sable de 1^m,20 à 2 mètres où il subit la filtration intermittente. On charge à raison de 500 à 400 mètres cubes par hectare et par jour, avec deux arrêts journaliers.

Les eaux renferment, à l'arrivée, beaucoup de matières précipitables par dépôt : cette quantité varie de 4 à 52 centimètres cubes par litre : à la sortie des décanteurs *Emscher*, l'eau ne renferme plus que 0^{cc},02 de ces matières précipitables par dépôt. Le fonctionnement des décanteurs est donc excellent. A la sortie des filtres intermittents, l'eau est claire,

sans odeur, et renferme 50 à 100 grammes de nitrates par litre.

Cette installation a coûté environ 1 million, exclusivement pour l'aménagement des appareils d'épuration, c'est-à-dire sans les canalisations d'amenée et la station de pompes.

Épuration des eaux usées de la colonie Graf Schwerin près Rauxel et de Holzwickede ⁽¹⁾.

Les eaux résiduelles de la colonie *Graf Schwerin*, près *Rauxel* (5100 habitants), sont épurées dans deux décanteurs *Emscher* de 44 mètres cubes qui séparent les boues, deux lits bactériens percolateurs et un petit décanteur *Emscher* pour la clarification de l'eau qui s'écoule des lits bactériens. La partie inférieure des deux décanteurs est en communication avec un bassin de 275 mètres cubes où les boues séparées subissent la fermentation. Les lits percolateurs ont une hauteur de 2^m,75, un diamètre moyen de 6^m,50 et un volume de 180 mètres cubes : ils sont constitués par des scories de 6 à 10 centimètres. L'installation a coûté 57 500 francs, soit environ 12 fr. 25 par habitant. Les dépenses annuelles de fonctionnement ont atteint 1 500 francs, soit environ 49 centimes par habitant. En comptant l'intérêt, l'amortissement, les redevances, les réserves, on arrive à 5 500 francs par an, soit 1 fr. 77 par habitant.

Cette installation a été soumise à un contrôle chimique régulier dont *Bach* et *Blunk* font connaître les résultats. Le volume journalier de l'effluent est environ de 175 mètres cubes ; sa température varie de 5° à 16°. On a déterminé pendant six mois les matières précipitables par dépôt que renferme l'effluent à l'entrée et à la sortie des appareils. On a constaté que 95 pour 100 de ces matières étaient retenues. L'effluent d'entrée renfermait de 0^l,5 à 12 litres de boues par mètre cube ; l'effluent de sortie ne renferme plus que 0^l,01 à 0^l,4. Il suffit de procéder, une fois par an, à l'extraction des boues accumulées dans les deux fosses.

(1) D'après BACH et BLUNK. *Gesundheits Ing.*, 1911, p. 775.

De nombreuses analyses ont été effectuées pour contrôler la marche de l'installation : il résulte de ces analyses que l'eau renferme, en moyenne, à l'entrée dans les décanteurs, $421^{\text{mg}},15$ de matières insolubles par litre et $1185^{\text{mg}},7$ de matières solubles; à la sortie des décanteurs, elle ne renferme plus que $91^{\text{mg}},6$ de matières insolubles; à la sortie des lits bactériens, elle renferme de nouveau $287^{\text{mg}},67$ de matières insolubles, dont la plus grande partie est retenue dans le dernier décanteur à la sortie duquel on ne trouve plus que $92^{\text{mg}},07$ de ces matières insolubles, contre $941^{\text{mg}},7$ de matières solubles. L'azote total atteint $68^{\text{mg}},5$ par litre à l'entrée, $51^{\text{mg}},6$ à l'arrivée aux lits bactériens, $28^{\text{mg}},2$ à la sortie de ces derniers et $26^{\text{mg}},7$ après la dernière décantation. On voit que l'azote subit une diminution de $45,51$ pour 100 dans le passage à travers les lits bactériens et de $60,97$ pour 100 dans toute l'installation. Les boues extraites des fosses renferment $75,4$ pour 100 d'eau et 26 pour 100 de matière sèche, constituée par $2/5$ environ de matières minérales et $1/5$ de matières organiques. Ces boues, abandonnées sur les lits de drainage, deviennent fermes au bout d'une semaine en moyenne : elles renferment alors $46,1$ pour 100 d'eau et $55,9$ pour 100 de matière sèche.

Une étude du même genre a été faite pour l'installation d'*Holzwickede* (5 500 habitants), comprenant également deux décanteurs *Emscher* et un lit bactérien percolateur de 10 mètres de diamètre et de 4 mètres de hauteur. Le volume de l'effluent à épurer atteint 650 mètres cubes par jour; sa température varie de 4° à 16° . Il renferme à l'arrivée environ 5 litres de matières précipitables par dépôt, par mètre cube; à la sortie, il ne renferme plus que $0,1$ de ces matières, ce qui représente un coefficient de séparation de 97 à 98 pour 100 . Les analyses effectuées pour contrôler la marche de l'installation ont montré que l'eau renferme à l'entrée dans les décanteurs en moyenne $512^{\text{mg}},7$ de matières insolubles par litre; en arrivant aux lits bactériens, elle ne renferme plus que 98 milligrammes de ces matières; à la sortie du lit bactérien, on en retrouve $149^{\text{mg}},5$, et ce chiffre s'abaisse à $40^{\text{mg}},1$ dans l'effluent de sortie après passage dans un dernier décanteur *Hemscher*. Les matières solubles atteignent 885 milligrammes par litre

à l'entrée et $801^{\text{mg}},5$ par litre à la sortie. L'azote total est de $50^{\text{mg}},1$ à l'arrivée, $52^{\text{mg}},8$ à l'entrée dans le lit bactérien, $15^{\text{mg}},4$ à la sortie du lit et $14^{\text{mg}},9$ après passage dans le dernier décanteur. Les boues extraites des fosses renferment $66,7$ pour 100 d'eau et $55,5$ pour 100 de matières sèches; après drainage elles ne renferment plus que 45 pour 100 d'eau, et 57 pour 100 de matières sèches.

Cette installation d'*Holzwickede* a coûté $52\ 000$ francs, soit 9 fr. 50 environ par habitant. Les frais d'exploitation s'élèvent annuellement à $1\ 875$ francs, soit 54 centimes par habitant.

CHAPITRE XI

LES PROGRÈS DE L'ÉPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX D'ÉGOUT AUX ÉTATS-UNIS ET AU CANADA

Épuration des eaux usées dans les communes rurales aux États-Unis.

Il est souvent difficile de trouver des informations sur l'épuration des eaux usées des petites agglomérations, telles que les communes rurales, et pourtant le problème est alors difficile à résoudre car, comme l'a très bien défini M. *Macleam Wilson*, il est indispensable que l'installation soit simple, peu coûteuse et demande le minimum d'entretien et de surveillance. Ainsi, dans les revues techniques, on trouve les descriptions des installations de grandes villes ou encore celles construites pour des institutions humanitaires ou privées pour lesquelles la question d'argent est moins importante.

Nous avons recherché dans un traité d'hygiène rurale paru récemment⁽¹⁾ les opinions d'un ingénieur américain sur cette question.

L'auteur, *H. Ogden*, fait remarquer d'abord que le problème à résoudre pour une habitation de campagne est tout différent de celui qui se présente pour une ville. Le volume des eaux usées est très faible ; la surface de terrain à affecter à l'épuration est, dans presque tous les cas, plus que suffisante ; il n'y a pas à craindre les complications dues à l'admission d'eaux résiduaires industrielles. Les eaux à épurer sont uniquement ménagères et leur volume varie seulement suivant la quantité d'eau employée, si bien que la concentration peut être plus ou moins forte ; de plus, ces eaux arrivent rapidement à l'ins-

(1) *Rural Hygiene*, by HENRY H. OGDEN, New-York, Macmillan Co, 1911.

tallation, et par suite à l'état frais, sans décomposition préalable dans de longues canalisations.

Bien que, dans certains Etats, il soit interdit de déverser les eaux usées, même celles d'une maison, dans les rivières, il est admis que, dans beaucoup de cas, le traitement des eaux usées par une très grande dilution est la meilleure méthode d'épuration, pourvu que l'eau de la rivière ne puisse pas être utilisée pour la boisson. C'est le droit à ce dernier usage et non la possibilité de « nuisance » qui dicte souvent les lois.

Lorsqu'il n'y a pas de rivière assez importante à proximité, les eaux usées doivent être traitées par l'irrigation terrienne avant de s'écouler au ruisseau. Pour que l'épuration soit efficace, il faut que l'irrigation soit intermittente; dans un sol convenable, la plus grande partie du travail est accomplie à une profondeur de 0^m,50. L'auteur explique alors toutes les conditions d'une bonne opération, conditions très connues actuellement.

On peut aussi employer la filtration intermittente sur sol nu. Pour une famille de 10 personnes usant 115l¹,5 d'eau par jour, la surface totale nécessaire est de 400 mètres carrés.

Il peut être utile de pratiquer l'irrigation terrienne à un taux plus élevé : on se sert alors de lits artificiels de sable qui peuvent recevoir dix fois plus d'eau. Les matériaux les meilleurs sont représentés par le gros sable dont les particules sont retenues par les tamis à 25 mailles par centimètre carré et passent sur tamis de 4 mailles par centimètre carré. Dans un lit ainsi construit, on peut traiter les eaux usées au taux de 56 litres par mètre carré et par jour. 4042 mètres carrés suffisent donc pour 1 000 personnes. Ceci conduit à dire qu'il faut prévoir environ 4^{m²},50 par personne. Le principe de l'intermittence doit être observé, et pour cela on divisera le lit en trois parties sur chacune desquelles on déversera les eaux alternativement. Il est préférable de déverser un plein seau à la fois, à courts intervalles, plutôt que de laisser écouler un petit filet d'eau continuellement sur le lit. Le lit aura donc 0^m,90 de profondeur; il sera entouré de murs et établi sur un sol de béton. Pendant l'hiver il est recommandable de creuser dans les lits des rigoles de 50 à 75 millimètres de large et de 0^m,50 de profondeur, ce qui permet de protéger les eaux au

moins partiellement contre le froid. En hiver, l'épuration n'est pas aussi bonne qu'en été, mais elle est suffisante pour éviter toute « nuisance ».

On peut aussi distribuer les eaux d'une façon intermittente par des drains placés sous le sol. La pente des drains est variable suivant la composition du sol : pour un terrain argilo-sableux, très bon, elle sera de 125 millimètres par 30 mètres. Elle sera moindre pour les terrains argileux et plus forte pour les graviers. Il est aussi essentiel que la distribution soit effectuée dans une longueur de drains proportionnelle au nombre des personnes de l'habitation. Le sol absorbe environ le même volume que lorsque l'eau est répandue à la surface : ainsi, pour une famille de 10 personnes, la surface affectée à l'épuration sera de 440 mètres carrés environ. Sur cette superficie on établira 7 files de drains, espacées d'au moins 5 mètres chacune, de 21 mètres de long : soit 147 mètres de drains au total, ou 14^m,70 par personne. L'auteur recommande comme longueur convenable 12 mètres par personne dans un sol bien cultivé. On peut la réduire de moitié dans un sol sableux ; mais, dans d'autres conditions, il n'est pas utile de l'augmenter. Les drains seront placés en tenant compte de la pente des terrains.

Pour assurer l'intermittence de l'irrigation, on emploie des siphons de chasse automatiques placés dans une chambre qui se vide toutes les heures.

Les fosses septiques permettent la décantation des matières en suspension, dont la partie organique se décompose, ce qui ne nécessite le nettoyage des fosses qu'assez rarement. Ces fosses doivent avoir une capacité au moins égale au volume journalier des eaux usées, soit, pour 10 personnes à 115 litres par personne et par jour, une capacité de 1150 litres. La fosse doit être cinq fois plus longue que large. On doit s'arranger pour ne pas disloquer les écumes de surface, ni entraîner les boues déposées ; pour cela, les eaux arrivent par un tuyau à mi-hauteur de la fosse et sortent par un déversoir devant lequel est placée une chicane de surface. La fosse est couverte, il n'est pas nécessaire de la ventiler, quoiqu'il soit désirable qu'il y ait un espace libre de 0^m,50 entre le niveau de l'eau et la couverture.

L'installation complète comporte donc une fosse de décantation recevant les eaux usées de la maison et les déversant dans un petit bassin dont la capacité correspond au débit d'une heure avec un siphon de chasse automatique pour décharge intermittente. Le bassin mesureur doit pouvoir contenir le débit d'eau de l'heure la plus chargée, ce qui correspond environ au quart du débit journalier. L'effluent sera alors reçu sur sol naturel ou artificiel.

CHICAGO. — En 1922, la population du district sanitaire de *Chicago* aura atteint 5 000 000 d'habitants et, suivant la loi, les eaux d'égout exigeront pour leur dilution un minimum de 285 mètres cubes par seconde, débit qui ne pourra être atteint avant quelques années par l'ouverture du canal *Calumet Slag*. On doit se demander si ce débit de 285 mètres cubes à la seconde sera suffisant pour diluer convenablement l'eau d'égout rejetée par 5 000 000 d'habitants et comprenant les eaux résiduelles industrielles.

Le rapport de *M. G. M. Wisner*, ingénieur en chef du district sanitaire, au nom d'une Commission qui a dirigé les recherches, décrit l'état actuel du canal principal et de ses affluents, énumère les travaux à effectuer pour augmenter la capacité de dilution du canal en vue de prévenir toute « nuisance » locale, et les étapes à parcourir pour épurer les eaux d'égout lorsque la population aura dépassé le nombre prévu pour la dilution. Le point de vue sanitaire est seulement considéré, avec l'évaluation des dépenses relatives aux différents moyens proposés.

L'estimation de 94^l,4 d'eau par seconde pour la dilution des eaux d'égout de 1000 habitants était basée sur les études de *Rudolf Hering*, principalement d'après l'expérience européenne, avec cette condition qu'elles contiendraient peu d'eaux résiduelles industrielles. Elle ne prévoit pas une marge assez grande pour le volume considérable actuel des eaux résiduelles industrielles, ni les effets des dépôts de boues dans les rivières ou canaux. En été, l'eau du canal est privée d'oxygène jusqu'à 24 kilomètres et des odeurs sont perceptibles quoiqu'elles ne causent pas une « nuisance » marquée.

(¹) *Eng. Rec.*, 11 nov. 1911, p. 558.

Hering, en 1888, établit que si l'on évite toute « nuisance », le poisson peut probablement vivre. Les recherches conduisent à cette conclusion que la « nuisance » peut ne pas être apparente et cependant tout le poisson périr faute d'oxygène nécessaire à sa vie. Le rapport établit qu'il faut que l'eau contienne de 2,5 à 6 milligrammes d'oxygène par litre, suivant les espèces, pour que le poisson puisse vivre. Pendant l'été de 1911, l'eau du canal contenait moins de 2^{mg},5 d'oxygène par litre sur toute sa longueur, et sur 16 à 24 kilomètres il y avait moins de 1 milligramme. Les recherches ont montré que l'eau du canal, de mai à septembre, est très putrescible, mais que son passage au travers des turbines l'oxygène à nouveau.

La détermination de l'oxygène dissous n'est pas suffisante : elle doit être complétée par l'épreuve de la putrescibilité. Un mélange peut contenir la moitié de l'oxygène à l'état de saturation et cependant être très putrescible; par contre, un échantillon peut contenir de 50 à 40 pour 100 de l'oxygène dissous à saturation et être stable.

Des dépôts de boues se forment en amont du barrage devant les turbines, boues qui diminuent l'efficacité de la dilution par suite de leur fermentation et diminuent aussi la section du canal; aussi dut-on prévoir la décantation des eaux d'égout et surtout des eaux résiduaires industrielles. On estime qu'actuellement on déverse par an dans le canal et la rivière 50 000 tonnes de matières en suspension (à l'état sec) de provenance humaine seule. Environ 40 pour 100 de ces matières peuvent se séparer, ce qui ferait environ 550 000 mètres cubes de boues liquides. Ces évaluations ne tiennent pas compte des eaux industrielles et des débris de lavage des rues.

Les recherches faites à la station expérimentale indiquent que le criblage, même au travers de grilles fines, ne diminue que peu ou pas la putrescibilité. Par la sédimentation seule ou combinée au criblage, on obtient de 50 à 70 pour 100 des matières en suspension avec un écoulement de 4 à 8 heures. Cette retenue toutefois n'est pas un indice de l'amélioration du liquide au point de vue de la dilution, car la matière colloïdale est la plus putrescible et les expériences montrent que l'amélioration du liquide par une décantation efficace peut être évaluée à 25 pour 100.

Le rapport établit que, pour *Chicago*, aucune condition n'est favorable à l'irrigation. Le sol est pauvre et la ferme de *Pullmann* fut un insuccès. Il ne peut être question de la filtration au sable à cause des énormes dépenses qu'elle nécessiterait. Les filtres de contact furent considérés comme plus coûteux que les filtres à percolation.

En prévoyant la sédimentation des matières en suspension, les filtres percolateurs paraissent être actuellement le meilleur procédé possible. Deux points peuvent être envisagés : l'un, l'aération de l'eau d'égout décantée ; l'autre, l'élimination des matières en suspension les plus ténues par filtration. Toutefois, on manque pour le moment de résultats expérimentaux ou pratiques, montrant comment ils peuvent être adaptés à l'échelle exigée à *Chicago*. Des expériences faites avec une eau d'égout principalement domestique, bien décantée, donnent un rendement de 2^m,800 à 5^m,560 qui peut être espéré avec un lit bactérien de pierres en morceaux de 31 à 50 millimètres sur une profondeur de 1^m,80 à 2^m,40. L'effluent sera stable pendant la plus grande partie de l'année.

Une décantation par repos de trois heures permet pratiquement de séparer toutes les matières en suspension. La réduction de la putrescibilité est marquée, mais elle n'est pas aussi grande que celle des matières en suspension ; elle varie avec la proportion de matières fixes et volatiles, aussi bien que la relation des matières en suspension avec le résidu total et leurs compositions respectives. Des essais à différentes échelles montrent que la réduction de la putrescibilité est de 12 pour 100 pour une élimination de 50 à 60 pour 100 des matières en suspension ; cependant on peut espérer atteindre 15 à 20 pour 100. Pour la décantation et le traitement des boues, les appareils de type *Imhoff* sont considérés comme les meilleurs.

Il y a deux méthodes pour augmenter la capacité du canal : la décantation des eaux d'égout d'une grande population, et la décantation et l'épuration par lits percolateurs pour les populations beaucoup moins nombreuses. Par la combinaison judicieuse des deux méthodes, on croit qu'un développement plus économique peut être assuré une fois que le rejet admissible au lac *Michigan* aura été établi définitivement. En tout

cas, l'installation de bassins de décantation est économique, et la décantation est indispensable pour l'emploi de filtres percolateurs ou de toute méthode d'épuration, si cette dernière devenait nécessaire dans l'avenir.

Des évaluations comparatives ont été faites du prix des différents types de décanteurs :

	Durée de la décantation.	Volume d'eau par habitant par jour.	Prix par habitant.
Type <i>Imhof</i>	5 heures.	900 litres.	7 ^{fr} ,20
— <i>Dortmund</i>	4 —	—	4 ^{fr} ,20
Décanteur rectangulaire.	8 —	—	5 ^{fr} ,85
Décanteur <i>Columbus</i> . . .	6 —	—	2 ^{fr} ,90

Bien que le prix d'installation d'un décanteur *Imhoff* soit considérablement plus élevé, on peut espérer que la quantité de boues à transporter sera beaucoup moindre, et d'après *Wisner* ce type de décanteur est le plus convenable et le moins coûteux pour un long usage, lorsque le prix de la manipulation des boues est pris en considération. De plus, il cause moins de « nuisance » locale.

La boue peut être déversée dans des bateaux-citernes et pompée sur des lits d'assèchement. Il y a de grandes surfaces de terrains, le long du canal, qui peuvent être acquises à peu de frais. On peut aussi combler des carrières. Il est enfin à espérer qu'on pourra brûler la boue séchée.

Les décanteurs du type *Dortmund* avec fond en entonnoir sont indiqués pour le *Stock Yards District*, la boue fraîche qui y serait recueillie serait desséchée par centrifugation.

La boue sèche de décanteur *Imhoff*, provenant de 280 000 habitants, couvrirait une surface de 4 000 mètres carrés sur une épaisseur de 1^m,50 par an. Une surface de 8 000 mètres carrés serait suffisante pour la boue des bassins de décantation préliminaire et la boue de sédimentation des effluents des filtres percolateurs.

Le projet du conseil du district sanitaire était d'éloigner les eaux d'égout du lac *Michigan* pour protéger l'eau de distribution. Lors de l'adoption des règlements du district, cela semblait évident, mais actuellement les exigences des hygiénistes sont telles que toutes les eaux de surface doivent être

filtrées avant d'être distribuées, et on pense que, dans l'avenir, la filtration des eaux de distribution de *Chicago* sera inévitable. Que les eaux d'égout soient déversées dans le lac, brutes, ou même épurées, les eaux de distribution doivent être purifiées. Les eaux distribuées dans certaines parties du district devraient être stérilisées déjà par l'hypochlorite de chaux.

MADISON et CHATAM-NEW-JERSEY (1) (États-Unis d'Amérique).

Les deux bourgs de *Madison* et de *Chatham* ont une population totale d'environ 7000 habitants dont les 5/7 pour le premier et les 2/7 pour le second. Le volume d'eau d'égout total est d'environ 2700 mètres cubes par jour et par temps sec.

La station d'épuration des eaux d'égout pour ces deux bourgs comprend des bassins de décantation système *Imhoff*, des lits bactériens de 1^{er} et de 2^e contact et des filtres à sable pour les effluents des lits de contact et pour les boues.

Les lits de contact ont été adoptés pour les raisons suivantes : insuffisante quantité de sable convenable pour la filtration intermittente à proximité des deux bourgs ; estimation que les filtres à sable auraient coûté au moins 25 pour 100 plus cher que les lits de contact ; possibilité avec les lits de contact de traiter un afflux supplémentaire de 50 pour 100 pendant quelques semaines à certaines époques ; ce qui n'est pas possible avec les filtres à sable surtout en hiver ; avantage au point de vue esthétique, présenté par les lits de contact, de rendre l'eau d'égout imputrescible avant de l'exposer à la vue. Les lits à percolation n'ont pu être envisagés par suite d'une dénivellation insuffisante.

NEW-BEDFORD, U. S. A. (2). *Projet de désinfection des eaux d'égout.*

New Bedford est une grande ville qui s'accroît rapidement. Elle est située au bord d'un estuaire sujet aux marées et d'une rivière. Il est de plus probable que d'autres villes seront créées aux environs par suite de cette situation. On doit donc songer à la salubrité des eaux de la rivière et de l'estuaire qui donnent

(1) *Eng. Rec.*, 22 janvier 1912, p. 97.

(2) *Eng. Rec.*, 2 septembre 1911, p. 269.

à la ville un avantage considérable qu'on doit garder à tout prix.

C'est dans ces eaux qu'on se propose de rejeter à la fois les eaux usées de 100 000 habitants et celles de nombreuses industries qui se multiplient très rapidement. Quoiqu'il soit désirable de traiter les eaux d'égout d'une autre manière, le rejet simple dans la baie paraît actuellement la seule solution pratique de ce problème.

Deux rapports ont été soumis à l'ingénieur de la ville, l'un par le professeur *W. T. Sadgwick*, l'autre par le professeur *E. B. Phelps*.

Le professeur *Sadgwick* établit d'abord que la démonstration a été faite de la possibilité de rejeter des eaux d'égout dans une baie comme celle de *Buzzards* sans créer de « nuisance » intolérable. Cette méthode consiste principalement, et non entièrement, dans une dilution parfaite, c'est-à-dire dans un mélange des eaux d'égout et des eaux plus pures de la baie tel qu'il n'en résulte pas de pollution forte. En plus de la dilution intervient aussi une série de changements chimiques et bactériologiques, dont l'importance et l'efficacité varient avec les différentes conditions telles que la température, les courants, la lumière solaire, etc., par lesquels il se produit ce qu'on peut appeler une digestion ou une absorption des eaux d'égout. La dilution et l'absorption des eaux d'égout par l'eau de mer est facilitée par le déversement à une profondeur considérable au-dessous de la surface, et naturellement en un point où la marée est forte et où les courants produits par le vent sont intenses.

Jusque dans ces dernières années on ne connaissait aucun moyen pratique de désinfection des eaux d'égout en grande masse. Il n'en est plus de même actuellement et le professeur *Sadgwick* déclare qu'aucune ville, telle que *New Bedford*, ne peut se refuser à désinfecter ses eaux d'égout avant de les rejeter dans les eaux qui baignent ses côtes avec l'excuse que les dépenses seraient prohibitives. Le plus qu'on puisse dire contre la désinfection est que les dépenses seront considérables et que les dangers provenant de l'eau infectée sont apparemment éloignés. On ne doit pas aussi oublier de tenir compte des considérations sentimentales et esthétiques.

On a encore peu d'indications concernant la distance à laquelle on peut rencontrer dans la mer les eaux d'égout et les germes qui y vivent; cela dépend des courants et surtout de la direction et de l'intensité des vents.

Au sujet de la contamination des mollusques par les eaux d'égout désinfectées, on ne peut assurer qu'elle sera complètement écartée et que la consommation des mollusques à l'état cru sera sans danger; mais celui-ci sera grandement diminué. D'ailleurs, il n'est jamais recommandable d'ingérer à l'état cru des mollusques recueillis près d'une ville, et comme les cas de maladies contractées dans ces conditions peuvent créer des foyers d'infection dangereux pour tous les habitants, cette question a une grande importance.

Le vrai problème est celui-ci : peut-on infecter ou doit-on protéger les eaux de la baie? Ces eaux, sur lesquelles circulent des bateaux de plaisance, dans lesquelles se baignent les enfants et les adultes, pourront-elles charger de germes mal-faisants la brise qui passera sur la ville?

Le professeur *Sadgwick* conclut qu'il est possible, à un prix élevé sans doute, mais qui n'a rien de prohibitif, de désinfecter les eaux d'égout avant leur rejet dans la baie.

En ce qui concerne les eaux d'orage, il estime que si l'on traite les eaux d'égout, celles qui sont évacuées pendant les orages peuvent être rejetées par des déversoirs, car elles ne représentent pas plus de 1 à 2 pour 100 du volume des eaux d'égout.

Le professeur *Phelps* est d'avis que le désinfectant reconnu le plus efficace en raison de son prix est l'hypochlorite de chaux. La quantité nécessaire pour la désinfection satisfaisante de l'eau d'égout brute est de 100 à 150 grammes par 1000 mètres cubes, suivant la dilution de l'eau d'égout. Avec une proportion convenable de désinfectant et une durée d'action suffisante, on peut réduire le nombre des bactéries de 95 à 98 pour 100. Il en résulte que le danger d'infection est diminué au moins dans cette proportion. Le chlorure de chaux coûte actuellement de 110 à 150 francs la tonne suivant le prix du transport. L'addition de petites quantités de chaux à l'hypochlorite en augmente le pouvoir désinfectant et, par suite, les frais de l'opération sont réduits. Des expériences sont

encore nécessaires pour déterminer les proportions relatives de ces deux réactifs, car on obtient des résultats différents en opérant de la même manière avec diverses eaux d'égout. L'effet utile dépend beaucoup du mélange exact de la substance désinfectante avec l'eau d'égout. La durée d'action doit être environ de 15 minutes, pendant lesquelles on évitera qu'il se produise une décantation des matières en suspension.

La proportion de désinfectant dépend principalement de la quantité et de la composition de la matière organique des eaux d'égout. La rapidité avec laquelle l'hypochlorite est fixé par la matière organique détermine la quantité de désinfectant à ajouter pour produire le résultat cherché. L'expérience a montré que lorsque la désinfection est le seul but, l'économie dans la quantité de réactif employé qui résulte d'un traitement préliminaire est en général moindre que le coût du traitement. Cette règle générale s'applique à tous les degrés d'épuration, depuis la simple clarification ou décantation, jusqu'au degré d'oxydation représenté par le traitement sur lits bactériens à percolation. Il est aussi démontré que la dépense qu'entraîne la désinfection consécutive à la clarification est tout à fait minime au regard du prix de cette clarification elle-même.

La présence de particules de matières solides d'un volume tel que la pénétration du désinfectant soit difficile ou impossible, rend parfois la désinfection délicate à réaliser. C'est là un point qui doit préoccuper davantage les petites villes que les grandes. Pour les eaux d'égout de *Boston*, bien que les grilles de 12 millimètres ne retiennent qu'une quantité relativement faible de matières, on a reconnu que les eaux ainsi criblées peuvent être désinfectées sans subir aucun autre traitement. *Phelps* croit que les eaux d'égout de *New-Bedford*, passées au travers de grilles placées dans le collecteur principal, pourraient être désinfectées dans les mêmes conditions.

L'effet des eaux d'orages est un point important à considérer : dans le projet, une grande partie des eaux, dans les périodes ordinaires d'orages, s'écoulera par l'émissaire ; mais lors des débits excessifs, le surplus s'échappera par des déversoirs prévus en certains points du système. De plus, avec l'accroissement de la ville et des égouts, la quantité d'eaux d'orages ainsi déversée augmentera régulièrement. Deux diffi-

cultés apparaissent : tout d'abord, le volume de décharges au delà du point de traitement sera beaucoup accru pendant les périodes d'orages et, en second lieu, l'eau d'égout diluée s'échappera par les différents déversoirs. On sait que, plus l'eau d'égout est diluée, moins il faut de réactif pour la désinfecter et que, pour la désinfection de cette eau diluée, la dose de réactif ne doit pas croître proportionnellement avec l'augmentation du volume. Si la dose était maintenue constante, l'efficacité diminuerait, mais on obtiendrait encore une réduction considérable du nombre des bactéries. Le professeur *Phelps* pense que, dans les orages ordinaires, après que le premier flot a traversé les égouts, on obtiendrait une réduction de 50 pour 100 des bactéries par addition de la quantité régulière de réactif, et une efficacité beaucoup plus grande en employant deux ou trois fois la dose normale. Les orages étant comparativement peu fréquents, le coût supplémentaire serait insignifiant.

A cette décroissance de l'efficacité de la désinfection pendant les orages il faut aussi ajouter ce qui a déjà été signalé : le rejet d'un volume considérable d'eau d'égout non traitée par les déversoirs.

A cette difficulté on ne peut apporter aucun remède qui ne soit excessivement coûteux en comparaison des résultats obtenus. Pour ces raisons, la désinfection chimique n'est pas parfaite. Toutefois, si on les considère au point de vue quantitatif, ces désavantages ne sont que de minime importance. Les conditions ne sont pas ici complètement les mêmes que celles exigées pour les eaux de distribution qui doivent être constamment pures et pour lesquelles une faute d'opération peut causer des désastres. Laisser échapper sans traitement les eaux d'égout pendant 1 centième du temps, équivaldra à distraire 1 centième du volume de ces eaux, ce qui donne encore une désinfection de 99 pour 100 du volume total. *Phelps* pense que même sans apporter une attention spéciale au traitement de l'eau d'orage, l'épuration bactérienne moyenne ne sera pas réduite de plus de 1 à 2 pour 100, et que, pendant les mois d'été, lorsque la désinfection est le plus nécessaire, les orages auront un effet beaucoup moindre. Si, pendant les périodes d'orages, une quantité additionnelle de désinfectant

est employée, l'importance de la décroissance de l'efficacité sera encore diminuée d'autant.

PLAINFIELD (N.-J.)⁽¹⁾. — La station d'épuration de *Plainfield* comprend 4 fosses septiques couvertes de 6140 mètres cubes de capacité, 8 lits de premier contact et 8 lits de deuxième contact, occupant une superficie de 14150 mètres carrés. On a construit en 1900 2 fosses et 8 lits; le reste a été établi en 1905.

L'eau d'égout est presque entièrement d'origine domestique. Une seule fabrique rejette une petite quantité d'eau résiduaire. Actuellement, le débit moyen des égouts est de 8626 mètres cubes par jour. La population était en 1910 de 20550 habitants.

Les résultats d'épuration ont été généralement satisfaisants; mais, par suite de l'accroissement rapide du nombre des raccordements et conséquemment du volume de l'eau d'égout à traiter, on a constaté une augmentation du colmatage des lits de premier contact.

Les fosses septiques ont continué à donner de meilleurs résultats pendant l'année dernière que précédemment. En mars 1911, toutes les fosses ont été curées. Le volume de boues et d'écumes humides ainsi retiré fut de 1222 mètres cubes, correspondant à 0^m⁵,504 par 1000 mètres cubes d'eau d'égout traitée depuis mars 1910. La boue fut égouttée sur de vieux lits de sable, puis séchée et enlevée en partie par les cultivateurs. La manipulation des boues fut effectuée sans dépenses et sans « nuisance ».

En 1910, on décida de se servir de chaque paire de fosse aussi longtemps que la proportion de matières en suspension dans l'effluent restait satisfaisante. Cette méthode de travail fut suivie avec succès jusqu'en janvier 1911, époque à laquelle il devint impossible d'obtenir un effluent contenant une quantité normale de matières en suspension. Pendant le curage de mars 1911, on constata qu'à la sortie de deux fosses, dont la profondeur est de 1^m,80, il y avait des boues et des écumes sur une épaisseur de 1^m,20 environ. Cette impossibilité d'obtenir un effluent convenable était due indubitablement en partie à la grande quantité de matières déposées, ce qui augmentait la vitesse d'écoulement, et déterminait par suite une plus faible

(1) D'après R. LANPHEAR, *Eng. Rec.*, 1^{er} juillet 1911, p. 29.

décantation des matières en suspension. L'intensité de l'action septique était également réduite, car en mesurant les couches d'écumes et de boues, on provoquait des dégagements considérables de gaz. Les odeurs n'ont pas causé de « nuisance », si ce n'est pendant la vidange des fosses ; elles disparaissent ordinairement aussitôt que toute la boue est sur le lit d'égouttage.

Les lits de contact ont été drainés immédiatement après le remplissage. Ceci était nécessaire en tenant compte de la perte de capacité et de la faible porosité des lits partiellement colmatés. Pendant l'année on fit, dans deux lits primaires, deux tranchées de 1^m,20 de largeur et, après avoir mis sur le fond des lits trois rangées de tuiles en fer à cheval, ces tranchées furent remplies de pierres cassées de 57 millimètres jusqu'à la hauteur normale des lits.

La surface de contact fut maintenue en bon état par l'enlèvement régulier des écumes et des plantes. Pendant 1910, les lits primaires furent remplis par le bas ; aussi n'a-t-on retiré aucune écume de la surface.

La quantité de graisse contenue dans l'eau d'égout a varié de 51,6 à 65,4 ; moyenne : 42,8 milligrammes par litre. L'effluent de la fosse septique en contenait encore de 17,6 à 48,8 ; moyenne : 27,7 milligr. par litre. Le pourcentage de retenue a été de 52.

Des déterminations quantitatives de l'oxygène dissous dans l'eau d'égout furent faites heure par heure. On a constaté que la proportion varie de moins de 1 milligramme par litre durant l'après-midi, à 6 et 7 milligrammes par litre pendant les premières heures du matin. La quantité d'oxygène dissous dans les effluents des lits de premier et de deuxième contact a été dosée régulièrement de mai 1910 à juin 1911. Les résultats en milligrammes par litre ont été les suivants :

1910	1 ^{er} contact.	2 ^e contact.	1911	1 ^{er} contact.	2 ^e contact.
Mai	0,00	2,87	Janvier . . .	0,55	5,67
Juin	0,02	2,22	Février . . .	0,12	5,60
Juillet . . .	0,07	2,66	Mars	0,08	5,45
Août	0,07	2,95	Avril	0,00	5,24
Septembre .	0,00	2,61	Mai	0,00	2,44
Octobre . .	—	—			
Novembre .	0,24	2,95			
Décembre .	0,25	5,45			

Une comparaison a été faite récemment entre l'épreuve de la putrescibilité par la détermination de l'oxygène dissous, après une incubation de 48 heures à la température du laboratoire dans l'eau conservée en flacons bouchés, et l'épreuve au bleu de méthylène par incubation de 10 jours à 20°.

L'oxygène dissous avait disparu au bout de 48 heures dans 22 échantillons d'effluent de lit primaire non dilué. La décoloration du bleu se produisit dans tous ces échantillons en moins d'un jour. Dilués dans un volume égal d'eau de distribution, 20 étaient putrescibles, 2 ne l'étaient pas d'après l'épreuve de l'oxygène dissous. La coloration bleue disparut en 2 jours environ dans les 20 échantillons, et persista dans les 2 autres environ 4 jours.

Aucun des échantillons de l'effluent des lits de deuxième contact ne fut putrescible d'après l'épreuve de l'oxygène dissous ; 16 gardèrent leur coloration bleue pendant 10 jours ; pour les 6 autres, la décoloration se produisit au bout de 5 à 11 jours. Tous ces échantillons, dilués dans leur volume d'eau de distribution, furent reconnus imputrescibles par les deux épreuves.

L'épreuve de 48 heures, à la température du laboratoire, de l'oxygène dissous, paraît être suffisamment sûre pour savoir si les échantillons sont ou non putrescibles. Si la putrescibilité est douteuse, l'épreuve de l'oxygène dissous a une tendance à donner des résultats de non-putrescibilité, tandis que l'épreuve au bleu de méthylène donne une décoloration au bout de 4 à 10 jours. L'expérience a montré que, dans ces cas, la coloration bleue persiste au moins 4 jours.

Les résultats analytiques moyens en 1910, en milligrammes par litre, ont été les suivants :

	Eau d'égout criblée.	Fosses septiques.	EFFLUENT	
			1 ^{er} contact.	2 ^e contact.
Matières en suspension .	152	56	27	10
Oxygène consommé . . .	76	52	28	11
Azote nitrique	»	»	0,4	5,5
Azote nitreux	»	»	0,07	0,15
Bactéries en millions par centimètres cubes . . .	2,56	1,45	0,80	0,45
Bactéries. Réduction 0/0.	»	»	70	82

PLEASANTON (Californie). — La petite ville de *Pleasanton*⁽¹⁾, 2 000 habitants, est en majeure partie desservie par un réseau d'égouts du système séparatif. La station d'épuration, située au sud-ouest de la ville, a une superficie de 4 hectares 400 mètres carrés. La faible différence des niveaux entre l'émissaire des égouts et l'évacuation des eaux à la rivière, 1^m,50, a fait adopter le traitement des eaux d'égout par fosses septiques et irrigation terrienne. Comme il n'y a pas d'industries dans la ville, les eaux sont uniquement domestiques ; elles seront donc traitées avec avantage par fosses septiques, surtout dans les conditions climatiques de la *Californie*. De plus, il fut prouvé qu'il était impossible d'épandre avec profit sur les terres le volume total des eaux à tout moment de l'année. Aussi décida-t-on de construire des filtres intermittents pour épurer les eaux lorsque les cultures ne comporteraient pas l'irrigation.

Le volume maximum d'eau d'égout est de 540 litres par habitant et par jour. La station d'épuration a été conçue, en prévision de l'accroissement de la population, pour traiter un volume journalier maximum de 2 860 mètres cubes ; mais actuellement on n'en a construit qu'à peu près la moitié.

A la station, les eaux d'égout traversent d'abord une chambre à sables et à grilles, puis deux fosses septiques parallèles ayant chacune une capacité de 227 mètres cubes, dans lesquelles elles séjournent pendant 8 heures. L'effluent tombe par un déversoir dans une rigole, puis dans un bassin mesureur qui la distribue par intermittences, soit sur les filtres, soit en irrigation terrienne. La chambre à sables est recouverte de pièces de bois ; les fosses septiques sont fermées par des voûtes percées de 8 trous d'homme. Le fond de ces fosses est incliné vers une cuvette pour l'écoulement des boues qui sont pompées et déversées sur des lits à boues, mesurant 12 × 15 mètres sur 0^m,90 de hauteur. L'effluent sort par un tuyau qui prend les eaux à mi-hauteur de la fosse. Lorsqu'il est distribué sur les lits, le bassin mesureur est muni d'un siphon de chasse automatique. En d'autres temps, il est dirigé sur les champs d'irrigation.

(1) *Eng. Rec.*, 1^{er} juillet 1911, p. 26.

Les lits filtrants ont 0^m,90 de hauteur ; ils mesurent 50 mètres sur 60 mètres, soit 4 800 mètres carrés.

Le liquide est distribué par des files de drains en poterie de 10 centimètres de diamètre espacés de 5 mètres avec une pente de 0,2 pour 100.

Les champs d'irrigation couvrent le reste de la superficie totale de la station, qui est de 52 000 mètres carrés. Ils seront cultivés ; on espère tirer un bénéfice de la vente des récoltes. Le prix total de la station a été exceptionnellement bas : 55 555 francs y compris les lits filtrants.

PLEASANTVILLE, N. Y. (U. S. A.). *Épuration des eaux d'une installation privée*⁽¹⁾. — La station d'épuration que l'on vient de construire à *Pleasantville* pour une institution philanthropique destinée aux jeunes enfants juifs abandonnés, a été conçue en tenant compte de toutes les précautions pour éviter la pollution des eaux et les mauvaises odeurs. Les eaux usées de 550 habitants (on en a prévu 1 000), seront déversées dans un petit affluent de la *Saw Mill River* dans laquelle *Pleasantville* puise son eau de distribution, ainsi que la ville de *Yonkers*. Le point de captation de cette dernière étant en aval du débouché de l'émissaire, il était indispensable que les eaux fussent purifiées de façon à n'être pas nuisibles. De plus, à un mille au-dessous de la station d'épuration, se trouve un étang à glace de grandes dimensions : il fallait que la glace ne fût pas contaminée. Enfin le ruisseau qui reçoit les eaux usées a un débit, en saison sèche, plus faible que celui de ces eaux.

La station devait comprendre des bassins de décantation, des filtres percolateurs couverts, des bassins de décantation des effluents, des filtres à sable intermittents, et des appareils pour stériliser les effluents des filtres à sable par l'hypochlorite de chaux.

La station étant située à environ 50 mètres des habitations, il était important d'éviter qu'il s'en dégage de mauvaises odeurs : c'est pour cela que les bassins de décantation et les filtres percolateurs furent complètement recouverts par des constructions.

(1) *Eng. Rec.*, 6 avril 1912, p. 388.

Au lieu de grands bâtiments collectifs, l'institution comprend un grand nombre de cottages : un pour l'administration, deux pour les écoles, un pour la direction, plus 17 cottages, machinerie, magasin, buanderie et hôpital. On construit aussi une boulangerie et deux pavillons de contagieux. Plus tard, on construira 22 autres cottages, un gymnase, une synagogue et des fermes. Les égouts du système séparatif, analogues à ceux d'un petit village, conduisent les eaux à la station d'épuration par gravitation. Pour une population de 550 habitants, on a estimé une évacuation de 170^{m⁵} mètres cubes d'eaux usées en 14 heures, le débit étant sensiblement nul pendant la nuit.

Les eaux d'égout sont reçues dans un bassin de décantation divisé en trois parties, dont l'une est égale à la somme des deux autres, mesurant tous 8^m,4 de long, deux 1^m,80 de large et le troisième 5^m,60. On peut ainsi diminuer ou augmenter la période de sédimentation pour obtenir les meilleurs résultats. Le fond des bassins est en pente pour évacuer le dépôt sur des lits à boues ; la profondeur est de 1^m,95 à l'entrée et de 1^m,45 à la sortie. A l'extrémité du bassin se trouvent des pare-écumes. Les bassins sont recouverts d'une construction munie de fenêtres pour avoir en abondance l'air et la lumière.

L'effluent des bassins est reçu dans un bassin mesureur muni d'un siphon automatique *Milner*, qui délivre par intermittences environ 6 800 litres d'eau à chaque filtre percolateur.

Chaque filtre a une superficie de 100^{m²}, sur lesquels les eaux sont distribuées par 10 bees pulvérisateurs hexagonaux *Taylor*. Les matériaux sont formés de pierres cassées de 12 à 50 millimètres, sur une hauteur de 1^m,80. Les filtres sont entourés de murs percés de trous pour faciliter l'aération et recouverts par une construction en bois ; le drainage est obtenu par un faux fond en briques sèches. L'effluent s'écoule dans des bassins de décantation secondaires pour être distribué ensuite par des siphons sur les filtres à sable.

Ces filtres à sable sont au nombre de trois : deux mesurent 10^m,20 × 19^m,2 ; le troisième 20^m,5 × 19^m,2. Les eaux sont distribuées à la surface de ces lits par un conduit principal, d'où partent, espacées de 1^m,50, des files de demi-tuyaux en poterie supportés par des planches goudronnées placées directement

sur le sable. La hauteur des filtres est de 0^m,90, avec du sable de 0^m,25 à 0^m,55. Le drainage s'opère par des tuiles hexagonales dont les joints sont recouverts d'une couche de 0^m,15 de pierres cassées de 6 à 50 millimètres.

L'effluent final est additionné d'une solution d'hypochlorite de chaux. L'appareil de distribution du réactif a été conçu très simple et sans aucune partie mobile. A la partie supérieure, il y a deux bassins de mélange faits de tuyaux vitrifiés avec fonds de béton de 0^m,75, sur une longueur de 1^m,50; au-dessous, deux bassins de dépôt, formés chacun de deux sections de tuyaux en terre de 0^m,60 avec fonds de béton, alimentent de petits bassins à niveau constant. Il est indispensable que les deux bassins de dépôt soient absolument étanches à l'air. Chacun contient le réactif pour une journée. Si le débit augmentait, on renforcerait le litre de la solution. Ils fonctionnent comme les fontaines des volières.

Les boues déposées dans les bassins de décantation primaires et secondaires sont séchées sur deux lits de 1^m²,50, maintenus par des banes de terre et remplis de coke sur une épaisseur de 0^m,40 environ. Le liquide qui s'en écoule est collecté pour servir à obtenir la solution de l'hypochlorite de chaux. Les boues seront brûlées dans les générateurs.

PROVIDENCE (U. S. A.) (1). — Pendant l'année 1910 on a traité par précipitation chimique 24 500 000 mètres cubes d'eaux d'égout à *Providence*, soit 66 511 mètres cubes par jour. La population de la ville desservie par les égouts du système unitaire, est de 199 000 habitants. On a produit ainsi 114 800 mètres cubes de boues, dont 95 251 mètres cubes pressées ont donné 50 010 tonnes de tourteaux.

L'eau d'égout a la composition suivante en milligrammes par litres :

Azote albuminoïde total	9,52
— — soluble	4,68
— — en suspension	4,84
Chlore	695,0

La quantité de chaux employée a été de 48 grammes par mètre cube. La proportion de matière organique précipitée,

(1) *Eng. Rec.*, 21 octobre 1911, p. 477 et 5 août 1912, p. 123.

calculée sur l'azote albuminoïde total est de 48,52 pour 100; celle des matières en suspension éliminée de 8264 pour 100. La boue produite par mètre cube était de 1^{lit},054, contenant 7,95 pour 100 de matière sèche. Les dépenses ont été par 1000 mètres cubes de 5 fr. 42 pour la précipitation chimique et 4 fr. 47 pour le traitement des boues.

Pour presser les boues on doit ajouter 4^{kg}695 de chaux par mètre cube de boue. La boue est élevée par des éjecteurs *Shone* dans des réservoirs d'où elle s'écoule par gravitation dans quatre réservoirs ayant chacun 2^m,40 de diamètre et 5^m,60 de long, d'où elle est refoulée dans des filtres-presses sous une pression de 4^{kg},5 à 6^{kg},7 par centimètre carré. Il y a 18 filtres-presses à 45-54 plateaux donnant des gâteaux de 246 centimètres carrés et de 18 à 31 millimètres d'épaisseur.

Pendant l'année 1911 le volume d'eau d'égout traité par jour fut de 95 560 mètres cubes. Dans les premiers six mois la quantité de chaux ajoutée a été de 45^{gr},8 par mètre cube. L'eau d'égout avait la composition suivante en milligrammes par litre :

Azote albuminoïde total	9,95
— — soluble.	5,00
— — en suspension	4,95
Chlore.	579,6

L'élimination de la matière organique d'après l'azote albuminoïde fut :

Matières organiques totales	44,42 0/0
— — en suspension	83,45 0/0

La quantité de boues produites fut de 5^{m⁵},545 par 1000 mètres cubes d'eau traitée. On ajouta 5^{kg}4 de chaux par mètre cube de boue qui contenait 7,42 pour 100 de matière sèche. On pressa 95 587 mètres cubes de boues qui donnèrent 28 819 tonnes de tourteaux à 27 pour 100 de matière sèche.

Du 1^{er} juillet à la fin de l'année, des expériences variées furent entreprises. La désinfection par l'hypochlorite de chaux fut continuée toute l'année.

WORCESTER ⁽¹⁾. — *Épuration expérimentale des eaux d'égout.*

La ville de *Worcester (Massachusetts)* a été mise en demeure d'épurer ses eaux d'égout, avant leur déversement dans la rivière ou dans ses affluents, de façon à éviter toute « nuisance » et à sauvegarder la santé publique.

Déjà, en 1890, on avait fait des essais de précipitation chimique et une installation de presses, qui fonctionnent encore, fut construite en 1898. On reconnut que la seule élimination des matières en suspension était insuffisante et on construisit des filtres à sable intermittents qui furent augmentés d'année en année; la surface utilisable pour cette épuration est actuellement de près de 50 hectares. Sur cette surface on traite actuellement environ 50 pour 100 du débit journalier des égouts. En 1906, on entreprit des recherches pour déterminer l'efficacité du traitement des eaux d'égout par les filtres percolateurs et on construisit trois filtres d'expérience. Ces filtres fonctionnent depuis cette époque et les résultats ont été réunis dans le rapport de M. *Matthew Gault* qui a dirigé les essais.

Les filtres désignés par les lettres D, E, F sont rectangulaires et entourés de murs de béton sans ouvertures latérales d'aération. Le filtre D a 1^m,50 de profondeur et 115 mètres carrés de superficie; il est rempli de pierres cassées en morceaux de 18 à 60 millimètres, drainé par des rangées de briques laissant entre elles un espace de 25 millimètres dirigé vers un canal central couvert de plaques de béton perforées. Le filtre E a une profondeur de 2^m,25 au-dessus des drains et une superficie d'environ 56 mètres carrés. Le fond est en pente vers un canal médian couvert comme en D. Sur le sol du lit, des drains vitrifiés hexagonaux rejoignent le canal central. Les matériaux sont des grosses pierres au fond, puis, sur 2^m,10, des pierres cassées de 12 à 57 millimètres. Le filtre y est construit comme le filtre F, sauf que les pierres ont la grosseur de celles du filtre D.

Des bassins de capacité suffisante servent au traitement préliminaire. La hauteur de chute de l'eau à la surface des filtres est de 2^m,25 pour le filtre D et de 1^m,50 pour les filtres E

(¹) *Eng. Rec.*, 26 août 1911, p. 242 et 18 mai 1912, p. 557.

et F. Les eaux sont distribuées au moyen de becs pulvérisateurs de divers types.

Pendant les deux premières années, les filtres reçurent l'effluent d'une fosse septique, mais pendant les deux autres années on traita l'eau brute ayant passé dans un bassin de décantation. Lorsqu'on distribuait l'effluent de fosse septique au taux de 5560 litres par mètre carré et par jour pour le lit D et 5600 litres pour les filtres E et F avec des becs pulvérisateurs du type *Columbus*, à orifice de 14 millimètres, les filtres furent tellement colmatés qu'on dut enlever et laver 0^m,50 à 0^m,60 de la couche supérieure des matériaux. Les lits étaient en service pendant deux semaines et arrêtés pendant le même temps. Pour remédier au colmatage on s'appliqua à retenir le plus possible des matières en suspension. La fosse septique fut divisée en deux compartiments; la boue du second compartiment étant fréquemment retirée. Avec cette précaution on peut réduire l'orifice des becs pulvérisateurs à 9 millimètres sans qu'ils se bouchent.

En 1909, on compara l'efficacité de la fosse septique et de la sédimentation comme traitements préliminaires. Il est apparu qu'il y avait avantage à employer la fosse septique pour augmenter le degré d'épuration, mais l'odeur de l'effluent de fosse septique, pulvérisé sur les lits, était très désagréable et il était difficile d'éviter qu'une quantité anormale de matières en suspension ne passe sur les filtres, tendant à boucher les becs et à colmater les lits.

Les résultats obtenus montrent que l'eau brute décantée peut être distribuée au taux de 560 litres par mètre carré et par jour sur le lit de 1^m,50 et à un taux beaucoup supérieur à 1120 litres sur les lits de 2^m,25, en donnant des effluents satisfaisants et sans colmater les filtres.

Les filtres ont été en service continu pendant plus d'un an, excepté pendant quelques heures chaque semaine, pendant lesquelles on nettoyait le bassin de décantation. Le traitement préliminaire consistait dans une décantation de 8 heures. Les filtres étaient dosés automatiquement par un siphon *Milner* placé dans un petit bassin ayant la forme d'un cône renversé. Le filtre D était alimenté sous une pression de 2^m,25 à 0^m,75 et au taux moyen de 784 litres par mètre carré

et par jour. Le bassin de chasse se remplissait en 5 minutes et se vidait en 1 minute $1/2$.

On employa les becs pulvérisateurs du type *Columbus-Worcester* et, bien que la distribution fût imparfaite, les résultats se montrèrent plus satisfaisants qu'avec les becs à orifice plus large et à distribution plus uniforme. Il y eut très peu d'ennuis par suite de l'obturation des becs.

Les cultures de champignons observées auparavant apparurent de nouveau dans le système de distribution et à la surface des lits pendant l'automne et le printemps. Ces cultures étaient facilement enlevées des tuyaux par une tige et un courant d'eau. Il fut de même nécessaire, dans quelques occasions, de briser la pellicule formée à la surface des lits. Les cultures ne furent pas assez luxuriantes pour employer un algicide.

Les matières en suspension paraissent être plus abondantes dans l'effluent que dans l'affluent ; ceci est dû à la précipitation des matières colloïdales et à l'entraînement des cultures organiques et des vers. Les matières en suspension dans l'effluent se déposent facilement, laissant un liquide plus ou moins trouble, sans mauvaise odeur. La boue ainsi produite est comparativement inoffensive et peut être considérée comme de l'humus.

Les résultats comparatifs des filtres de 2^m,25 et de 1^m,50 de profondeur de matériaux de même grosseur montrent, pour les filtres les plus profonds, un avantage plus grand que la différence de profondeur. Toutefois, il est un fait que la distribution n'était pas aussi uniforme sur la surface entière du filtre de 1^m,50 que sur celle du filtre plus profond, et de plus, suivant les analyses de *Gault*, il semblerait que l'effluent du lit plus profond était dilué avec de l'eau de la nappe phréatique. Si l'on tient compte de ces observations, il est évident que l'efficacité des deux filtres est proportionnelle à la profondeur.

L'épreuve de la putrescibilité fut faite en conservant les échantillons additionnés de bleu de méthylène à la température du laboratoire. Les échantillons qui se décoloraient en moins de quatorze jours étaient classés comme putrescibles.

Les analyses moyennes de l'effluent du filtre percolateur,

avec les matières en suspension séparées, se comparent à celles de l'effluent de filtration intermittente au sable; le taux de traitement est six fois plus grand pour les premiers.

On peut penser toutefois qu'on pourrait traiter sur filtres à sables des eaux beaucoup plus chargées.

Un autre fait à signaler est que l'épuration par les filtres percolateurs avec décantation préliminaire et sédimentation finale produira sans doute autant de boues que la précipitation chimique. La précipitation du fer est presque aussi complète que par le traitement à la chaux.

Les analyses mensuelles de l'affluent et de l'effluent montrent des variations considérables pendant l'année. L'épuration est beaucoup moins bonne par temps froid. On notera, cependant, qu'il n'y a jamais une période de plus de deux semaines pendant laquelle les résultats sont inférieurs, excepté dans le cas du filtre de 1^m,50 pendant le mois de septembre, avant que le lit ait atteint sa condition de travail normal. Des échantillons putrescibles, sauf peu d'exceptions, ne le furent plus après dilution dans un égal volume d'eau de distribution.

Le nombre de bactéries dans l'eau d'égout fut très variable, de 500 000 par centimètre cube en novembre, à 5540 000 en avril.

La diminution du nombre des bactéries n'a pas paru être en relation directe avec la nitrification.

Le pourcentage de saturation de l'oxygène dissous fut aussi très variable, plus élevé en hiver, quand l'activité bactérienne est la moindre, il est plus bas au printemps et en automne; quand les cultures apparaissent à la surface des lits.

L'azote organique total, dans un effluent d'eau d'égout, comprend des matières instables et d'autres comparativement stables. La partie représentée par l'ammoniaque albuminoïde, d'après *Gault*, serait la meilleure indication de la quantité de la matière organique putrescible. Dans le processus de nitrification, l'azote albuminoïde est converti en ammoniaque libre et cette dernière en nitrites puis en nitrates, une partie considérable de l'azote étant perdue pendant cette transformation.

En été, la température de l'effluent peut être aussi élevée

ou plus élevée que la température moyenne de l'air. A mesure que la saison froide s'avance, les différences s'accroissent. La température moyenne mensuelle de l'air atteint un minimum de -4° C, tandis que celle de l'effluent ne descend pas au-dessous de $+4^{\circ}$ C. La pulvérisation ou la présence de neige ou de glace à la surface des filtres sont les causes principales du refroidissement de l'effluent.

La diminution de l'azote albuminoïde est uniformément plus grande dans le cas du filtre de 2^m,25 E, formé de petites pierres, excepté en mai où elle fut pratiquement identique à celle fournie par le filtre F à grosses pierres. Le filtre de 1^m,50 D a donné l'effluent le moins épuré, excepté en décembre et en mars où il fut analogue à celui du filtre de 2^m,25 F de mêmes matériaux, les deux filtres étant alimentés proportionnellement à leur profondeur.

Les variations saisonnières de la quantité d'ammoniaque libre sont importantes, le maximum en novembre est double du minimum en février. La diminution pour le filtre de 1^m,50 D est la plus faible toute l'année. Pour le filtre E, à petites pierres, la diminution pendant l'été est plus grande que pour le filtre F à grosses pierres, tandis que, pendant l'hiver, c'est l'inverse qui se produit.

La proportion de nitrates dans l'eau d'égout est plus faible en été et plus forte en hiver; le contraire se remarque dans les effluents des filtres. La nitrification est la plus active dans le filtre E à petites pierres; mais dans le filtre de 2^m,25 F, elle est beaucoup meilleure que dans le filtre de 1^m,50 D. Les conditions n'étant pas strictement identiques, les différences sont moins grandes que celles montrées par les analyses.

Dans les conditions de *Worcester*, *Gault* établit qu'il paraît y avoir un avantage réel à l'emploi du filtre le plus profond qui donne une épuration satisfaisante et remédie jusqu'à un certain point aux inégalités de distribution et aux variations saisonnières de l'activité des bactéries. L'emploi du filtre aux plus petites pierres, bien que donnant une épuration meilleure, expose au très grave danger du colmatage périodique du milieu filtrant.

Dans un nouveau rapport, *Gault* a donné les résultats de nouvelles expériences.

La profondeur de deux des filtres anciens fut portée à 5 mètres et un appareil décanteur *Imhoff* fut mis en fonctionnement le 27 juillet 1911. L'eau d'égout est pompée dans le canal extérieur de la chambre à grilles et élevée à une hauteur de 2^m,50.

L'appareil *Imhoff* mesure approximativement 10 mètres carrés et 6^m,60 de profondeur ; la chambre de sédimentation mesure 5^m,60 de large à la partie supérieure et 5 mètres de profondeur au milieu ; la capacité totale est d'environ 22^m³,700. La période de sédimentation varie de 2 heures à 4 heures suivant le taux d'alimentation des filtres. Le compartiment à boues est construit pour 6 mois de fonctionnement, la boue sera évacuée par pression sur des filtres à sable.

Les deux filtres de 5 mètres de profondeur ont chacun une surface de 460 mètres carrés ; ils sont entourés de murs sur une hauteur de 1^m,5. Le fond de chaque lit est en pente légère vers un drain de milieu, recouvert de plaques de béton perforées ; il est sillonné de files de drains hexagonaux. Le lit H est formé de matériaux de 12 à 62 millimètres laissant 45,6 pour 100 de vide ; le lit G de matériaux de 12 à 57 millimètres laissant 45,7 pour 100 de vide. La distribution est obtenue à l'aide de becs pulvérisateurs de divers modèles.

L'effluent de chaque filtre traverse un bassin de décantation (bassin à humus) de 4^m,20 de long sur 2^m,10 de large et d'une profondeur de 0^m,90 à 1^m,20. La capacité de chaque bassin est approximativement de 11^m³,550. On y laisse la boue s'accumuler jusqu'à ce que la capacité soit réduite de moitié. Le temps de séjour varie de 1 à 5 heures suivant les expériences.

Pendant les quatre mois que durèrent les expériences rapportées par *Gault*, le volume d'eau traitée fut estimé à 556 mètres cubes. Les grilles retinrent en moyenne 54 litres de matières par 1000 mètres cubes d'eau.

La durée de séjour dans l'appareil *Imhoff* a varié de 4,5 à 5,5 heures, soit en moyenne 5,5 heures. Normalement, l'effluent n'était pas fermenté et la chambre de sédimentation ne présentait pas d'action septique avec dégagement de gaz et formation d'écumes, sauf pour les graisses. Cependant, pendant les arrêts, il se produisait des fermentations et, de

ce fait, l'épaisseur des écumes s'accrut jusqu'à 1^m,20. Il s'en suivit un dégagement de gaz qui parfois était abondant. A la fin de l'expérience on trouva que la boue occupait les $\frac{3}{4}$ du compartiment où elle s'accumulait. Au fond, la boue, quoique de consistance épaisse, s'écoulait facilement; elle était très noire et finement divisée; elle avait une odeur goudronneuse due sans doute aux gaz qu'elle renfermait. Lorsqu'elle était mise dans un verre, les gaz entraînaient les matières à la surface, laissant l'eau en dessous. Lorsque les gaz étaient en grande partie dégagés, la boue avait une odeur de fumier pur intense, non perceptible à distance.

Du 26 juillet au 11 août les filtres reçurent environ 1000 litres par mètre carré et par jour. Les premiers jours on ne constata qu'une filtration, mais dès la deuxième semaine les effluents devinrent limpides, incolores et non putrescibles. A partir du 11 août le taux d'alimentation fut porté à 1120 litres par mètre carré et par jour et, les effluents étant satisfaisants, il fut porté le 19 août à 1544 litres. Les effluents continuèrent à ne pas être putrescibles, mais ils étaient légèrement colorés en noir par suite de la présence d'eaux résiduaires de tannerie et d'eaux ferrugineuses.

Le 1^{er} septembre, le taux d'alimentation fut porté à 1456 litres. Les effluents se décolorèrent par le bleu de méthylène en 14 jours, excepté deux échantillons du lit H qui se décolorèrent après une semaine. Le 10 octobre, on augmenta encore jusqu'à 1680 litres, les effluents ne furent pas putrescibles, mais ils étaient très colorés lorsqu'il y avait de fortes proportions d'eaux résiduaires de tannerie dans les eaux d'égout. Le cycle d'opération du bassin de chasse était d'environ 28 minutes; le bassin se remplissait en 15 minutes et il se vidait en 15 minutes.

La boue déposée dans le bassin à humus était épaisse, de consistance gélatineuse et de couleur foncée; elle avait une odeur de poisson désagréable, probablement due aux cadavres de vers, de poissons et aux plantes mortes qu'elle renfermait, mais qui n'était pas perceptible à une courte distance du lit à boues. Mise en couches de 75 millimètres, elle se séchait en 10 jours environ par temps favorable.

L'épuration, mesurée par l'azote albuminoïde, fut de 65

pour 100 de la matière organique dissoute, 89 pour 100 de la matière organique en suspension et 78 pour 100 de la matière organique totale.

Les progrès de l'épuration biologique des eaux d'égout au Canada⁽¹⁾.

A la suite de travaux du *State Board of Massachusetts*, la filtration intermittente fut adoptée par de nombreuses villes en Amérique pour l'épuration des eaux d'égout. La première application au Canada fut faite à l'asile d'aliénés de *London (Ontario)*. L'eau d'égout était déversée par intermittences dans des canaux ou tranchées sur le sol bien drainé, c'est ce qu'on appelait le système d'irrigation par lit plat (*flat-bed*). Depuis 1888, les résultats furent tout à fait satisfaisants et dus principalement au bon entretien des terrains irrigués.

En 1892, la ville de *Berlin (Ontario)* fit construire la première station municipale d'épuration des eaux d'égout. La population était alors de 7500 habitants et le volume d'eau à épurer (système séparatif) de 567 mètres cubes par jour, dont 50 pour 100 provenant des infiltrations du sous-sol. Des huit hectares consacrés à l'épuration, deux au moins étaient inutilisables ; 5 hect. 20 furent, au début, divisés en quatre lits plats, bien drainés et séparés par des banes de terre. Les résultats furent satisfaisants pendant trois ou quatre ans, malgré qu'on eût remarqué que la plus grande attention devait être apportée à la culture et au traitement des eaux d'égout. Pendant l'hiver les eaux s'écoulaient directement dans un petit cours d'eau. L'épuration n'était effectuée que pendant l'été. En 1896, à la suite des plaintes des riverains, on fit une enquête et quatre ans plus tard on construisit une petite fosse septique et deux lits filtrants d'expérience.

En 1894, la ville de *Waterloo* construisit quelques lits.

En 1896-1897, la ville d'*Hamilton* établit une station d'épuration pour traiter les eaux d'égout par précipitation chimique : elle fonctionne encore actuellement. Les eaux sont addi-

(1) D'après WILLIS CHIPMAN, *San. Rec.*, 7 juin 1912, p. 556.

tionnées de chaux et de sulfate d'alumine, les boues sont passées au filtre-pressé et les tourteaux sont vendus ou brûlés. Les résultats sont satisfaisants. Bien que les effluents ne soient pas toujours imputrescibles, les grosses matières solides sont retenues.

Les procédés aux *amines*, au *carbonate poreux*, furent expérimentés et abandonnés. L'*international System* (polarite et ferrozone) fut adopté dans quelques instituts provinciaux, mais on reconnut, après quelques années, qu'en employant le sable, gravier, etc., on obtenait les mêmes résultats.

A ce procédé succéda celui proposé par le *Septic tank Syndicate* qui en vantait les mérites. Il attira l'attention des autorités sanitaires.

En 1901, une nouvelle enquête fut faite à *Berlin* : le volume des eaux d'égout très concentrées s'était accru jusqu'à 1589 mètres cubes par jour ; les lits étaient absolument insuffisants. Aussi la Législation vota-t-elle un crédit de 10 000 francs pour la construction d'une station expérimentale. Celle-ci comprenait deux fosses septiques et une surface de 5 hect. 66 de terrains de graviers divisés en 16 lits, à côté de la ferme d'irrigation. Dans son rapport de 1902, le *D^r Amyot* décrit le système des lits de contact ainsi que les résultats des expériences avec l'effluent des fosses septiques sur les lits percolateurs de *Stoddart* et les filtres à sables intermittents.

En 1900-1901, la ville de *Stratford* construisit une station d'épuration avec lits de filtration intermittente, qui fut bientôt surchargée. Des additions furent faites en 1904-1905 et un « septic tank » fut construit.

Il y a dix ans, quatre villes possédaient des stations d'épuration :

Berlin : lits filtrants (1892), fosse septique et deux petits lits d'expérience (1901).

Waterloo : lits filtrants (1894).

Hamilton : précipitation chimique (1896-1897).

Stratford : lits filtrants et petite fosse septique (1901).

Il y avait aussi quelques stations pour des institutions provinciales ainsi que deux ou trois fosses septiques expérimentales ; mais la grande extension de l'épuration des eaux

d'égout ne commença qu'après, lorsque l'attention fut apportée aux procédés de la *Cameron Co.*

De 1904 à 1911, on construisit des fosses septiques à *Stratford, Guelph, Peterborough, Toronto, Vancouver, Regina, Moose, Berlin, North Bay, London, Woodstock, Brampton, Barrie, Vernon Saint-Thomas, Hailbry, New-Lisard, Orillia, Oshawa, Bridgeburg* et probablement en d'autres villes. Des centaines de petites fosses ont été aussi construites pour des institutions publiques ou des résidences privées.

La plus importante déclaration de la *Cameron Co.*, qui était qu'il ne se produisait pas de boues, fut souvent démontrée fausse. On découvrit aussi qu'il n'était pas essentiel que les fosses septiques soient à l'abri de l'air et de la lumière, et que l'avantage de l'utilisation des gaz dégagés était plus que compensé par les risques d'explosion. Le grand engouement pour les fosses septiques s'est ralenti au Canada; mais les ingénieurs ont beaucoup profité de ces expériences.

L'élimination d'une partie des matières en suspension rend les eaux d'égout plus faciles à épurer et prévient le colmatage des lits et des filtres. Les eaux résiduaires de certaines usines, telles que raffineries de sucre, brasseries, etc., ont toutefois cet effet neutralisé par suite de l'acidification des eaux.

La plupart des fosses construites dans ces dernières années ont été plus correctement appelées bassins de sédimentation, séparateurs de boues, plutôt que digesteurs de boues. L'appareil *Imhoff* est actuellement très en vue surtout par l'activité caractéristique de ce procédé breveté.

Les lits d'irrigation du *London Asylum*, à *Berlin*, ceux de *Waterloo* et *Stratford* furent pratiquement identiques à la filtration intermittente de haut en bas, système de *New England*.

Le système par lits de contact n'a pas eu au Canada la popularité des lits de filtration ou du système des fosses septiques, surtout à cause des dépenses qu'entraîne leur fonctionnement régulier. Les lits de contact furent construits par la ville de *London* en 1901, par *Stratford* en 1904, et par *Guelph* en 1910, aussi par la ville de *Toronto*, en plus de l'installation des « septic tanks » *Cameron*.

« L'hydrolytic tank » ne paraît avoir été adopté par aucune municipalité ; mais des expériences ont été faites à *Edmonton* en 1910 : leurs résultats seront bientôt publiés.

Les filtres percolateurs et les filtres par arrosage sont maintenant adoptés par nombre de villes au Canada, mais ils ne sont pas encore en fonctionnement, du moins à la connaissance de l'auteur, si ce n'est le filtre *Stoddart*, de *Vernon*.

Actuellement, les ingénieurs recommandent les bassins pour la séparation des plus grosses matières solides par sédimentation, le traitement de l'effluent sur des filtres, et la désinfection des effluents des filtres après une seconde sédimentation.

Dans dix ans, toutes les villes de l'intérieur au Canada auront probablement adopté quelque méthode d'épuration des eaux d'égout. Les stations peuvent être établies par l'ingénieur municipal, avec le concours du chimiste et du bactériologiste, et il y a un grand travail préparatoire à faire, non seulement pour éduquer le public et les conseils qui le représentent, mais pour conduire les expériences avec les systèmes actuellement en fonctionnement et recueillir les renseignements avant l'élaboration des plans et les constructions.

CHAPITRE XII

LES PROGRÈS DE L'ÉPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX D'ÉGOUT DANS LES PAYS TROPICAUX

Épuration des eaux d'égout dans l'Inde

M. Gilbert J. Fowler a résumé, dans le « Year Book of the Indian Guild of Science and Technology », les conditions spéciales que présente l'épuration des eaux d'égout dans l'Inde (1).

L'introduction de la civilisation occidentale a fait surgir de nombreux problèmes, parmi lesquels ceux concernant l'hygiène ne sont pas les moins importants. Le problème sanitaire le plus universel est le traitement sans « nuisance » de tous les déchets de la vie humaine. Dans les petits villages, les vieilles méthodes qui dérivent des écrits sacrés de l'Orient ou de l'Occident sont simples et salubres si on les emploie d'une façon stricte. La terre est le réceptacle des matières usées et si elle peut les recevoir sans danger de polluer l'air et l'eau, elle réalise l'assainissement parfait.

Les difficultés surviennent pour les grandes villes, où la population est nombreuse, et où se trouvent des industries rejetant des eaux résiduaires offensives. Il peut se présenter trois cas :

1° La ville, relativement peu importante, pourvue de cana-

(1) C. CARKEET JAMES. *Drainage problems of the East. The Times of India Office, Bombay.*

W.-W. CLEMESHA. *Sewage disposal in the Tropics. Calcutta, Thacker, Spink and Co.*

GILBERT J. FOWLER. *Report on the Treatment of Sewage in the United Provinces of Agra and Ouh. Government Press. Allahabad.*

GILBERT J. FOWLER. *The treatment of Sewage under Tropical conditions. Trans. Bombay Medical Congress, 1909.*

lisations ouvertes recevant les eaux usées des habitations et pas de matières fécales ;

2° La grande ville, sillonnée d'égouts souterrains recevant les eaux usées et les matières fécales ;

3° Les latrines et W.-C. des usines de certaines parties des villes, dont le produit doit être traité sur place.

Dans une ville où les canalisations ne reçoivent que les eaux usées, on doit traiter les excréta solides par enfouissement en tranchées et épurer les eaux usées.

Vidanges. — L'enlèvement des vidanges est du domaine administratif, il doit être opéré sans odeur et le transport effectué sans qu'il en soit répandu sur la route.

Lorsque les vidanges sont enfouies profondément et en masses considérables en un seul endroit, il se produit bien des décompositions des matières organiques mais pas d'épuration et on peut les retrouver après plusieurs années en partie seulement altérées ; aussi ont-elles encore une odeur très désagréable. Pour qu'il y ait minéralisation, il est nécessaire que les vidanges soient toujours au contact de l'air afin que les bactéries aérobies et d'autres organismes plus élevés, comme les vers, puissent exercer leur action. Les matières organiques sont alors décomposées en produits assimilables par les plantes et il ne se dégage aucune mauvaise odeur.

Ces transformations ne peuvent se produire qu'à la faveur d'une certaine humidité et cela doit être retenu pour le choix du terrain. L'humidité a aussi l'effet de prévenir la dissémination de poussières infectées.

Il est évident que la profondeur des tranchées dépend de la nature du sol et de la facilité avec laquelle l'air peut y pénétrer et les gaz s'en échapper. Avec certains sols fortement argileux, il se produit peu de changements dans le contenu des tranchées et on doit alors les rendre plus légers en y incorporant des ordures ménagères, etc. D'autre part, dans les sols très poreux, l'humidité s'infiltré vite et par les temps chauds le contenu des tranchées se sèche et il se produit peu de changements.

Très fréquemment on utilise la valeur agricole du contenu des tranchées en l'enlevant et en le transportant ailleurs. Ce

procédé est peu économique, il est préférable, après avoir attendu un certain temps pour laisser s'opérer quelque désintégration, de recouvrir les tranchées et d'y cultiver des pommes de terre ou du tabac.

Il a été aussi possible, lorsque les conditions d'établissement des tranchées ne sont pas favorables par suite de la nature du sol ou de la saison, d'incinérer les vidanges. Le major *Clemesha* a donné à ce sujet les recommandations suivantes :

1° Direction européenne;

2° Une provision pratiquement inépuisable de combustibles très inflammables tels que sciure, bois, poussière de charbon, etc.

3° Incinérateur convenablement établi ;

4° Une plate-forme de mélange avec voûte et un magasin pour resserrer le combustible par temps de pluie.

Épuration des eaux usées. — On a souvent combiné l'épuration des eaux usées avec le traitement des vidanges par tranchées et il peut être souvent recommandable d'opérer le déversement des eaux usées à proximité des terrains à tranchées, de façon à utiliser les eaux pour humidifier les tranchées par temps très sec.

L'épuration scientifique des eaux usées doit dépendre de la connaissance de leur composition et des conditions nécessaires pour les transformer en produits inoffensifs.

En l'absence de vidanges, les eaux ménagères de l'Inde diffèrent des eaux d'égout d'Europe par l'absence pratique de savon, le lavage des vêtements dans l'Inde étant généralement effectué dans les rivières ou dans les étangs. Les eaux de bains des habitations d'Européens dans l'Inde sont généralement déversées sur le jardin attenant à la maison. Les eaux ménagères comprennent principalement les urines et les eaux de lavage des ustensiles de cuisine. Comme les naturels font usage de sable pour nettoyer ces derniers, les eaux usées charrient une grande quantité de matières minérales. La proportion de graisses sera beaucoup moindre que dans les eaux de cuisine en Europe car les naturels ont grand soin de conserver toutes les graisses ; de plus les petites parties grais-

seuses qui peuvent s'échapper sont happées par les corbeaux, les fourmis et autres animaux vivant dans la boue.

Comme les eaux d'égout, les eaux usées seront épurées soit par les procédés naturels d'irrigation terrienne, soit par les installations artificielles modernes.

Irrigation terrienne. — La question principale pour l'épuration des eaux usées par la terre est l'étendue de terrain exigée, qui dépend principalement de la nature du sol ; bien que, par un ingénieux aménagement, on puisse obtenir de bons résultats sur des terrains qui, par un mauvais entretien, sont insuffisants.

Dans beaucoup de contrées de l'Inde, on peut avoir de grandes étendues de terrain sableux et, dans ce cas, il n'est pas nécessaire de décanter les eaux avant de les épandre. Les matières solides des eaux usées consistent principalement, nous l'avons déjà dit, en sable employé pour le nettoyage de la vaisselle et son incorporation au sol ne diminue pas sa porosité, tandis que les bassins seront facilement comblés et pourront causer des nuisances.

La méthode usuelle de traitement des eaux usées consiste dans la division du terrain en carrés entourés de banquettes de terre qu'on remplit périodiquement d'eau à une profondeur de plusieurs centimètres. Cette eau disparaît très rapidement pendant la saison sèche dans l'Inde.

Les meilleures cultures à pratiquer sont le tabac et la canne à sucre ; ils poussent luxurieusement et donnent des rendements excellents. On ne doit pas y cultiver les légumes destinés à être consommés crus.

Lorsqu'il s'agit de réaliser l'épuration des eaux usées par les procédés artificiels, les bassins destinés à recevoir les eaux usées seront établis de façon à ce que leur contenu puisse être facilement enlevé, par suite de la grande proportion de matières minérales qu'elles contiennent comme il a été mentionné plus haut.

Épuration des eaux d'égout. — Lorsque les excréta sont évacués avec les eaux usées, il y a lieu surtout d'établir les égouts avec une certaine pente, car non seulement il y coule

peu d'eau, mais encore il est difficile d'empêcher l'introduction de matières minérales malgré les fosses de décantation. S'il se produit des dépôts, ils ne tardent pas à entrer en fermentation et à dégager des odeurs. On devra prendre des précautions pour les égoutiers chargés des curages. De plus, au point de chute des égouts, on devra établir de grandes fosses à sables avec dragage mécanique pour l'enlèvement des matières minérales.

La difficulté pour établir un projet d'égouts dans ces pays réside dans le volume considérable d'eaux de pluie à épurer pendant la saison pluvieuse. Pour cette raison, dans beaucoup de cas, un système partiellement séparatif est adopté, l'eau d'égout étant reçue dans des canalisations à petites sections construites en tuyaux de fer, dans lesquelles le sewage est propulsé au moyen d'éjecteurs tels que les éjecteurs Shone. Ce système est spécialement indiqué pour les districts plats où les égouts doivent être établis à faible profondeur pour obtenir une chute suffisante.

Les eaux d'égout, débarrassées des matières minérales, sont épurées comme les eaux usées. Cependant, comme elles contiennent des matières fécales, il n'est pas toujours désirable de les épurer par épandage.

Dans des fosses convenablement construites il est possible, à la température tropicale, de convertir une très forte proportion des matières organiques en suspension dans l'eau d'égout en gaz et en substances solubles. Une quantité considérable de ces matières en suspension est composée de cellulose provenant du papier ou des résidus de riz non digérés, etc., qui, en l'absence de l'air, fermentent avec dégagement de méthane, d'hydrogène et d'acide carbonique. L'optimum de température pour les bactéries qui produisent ces fermentations est au-dessus de 52°, et dans certaines installations de l'Inde elles sont si actives qu'il se dégage des gaz en quantité suffisante pour faire marcher les pompes qui élèvent l'eau d'égout à la station, et il en reste assez pour qu'on puisse les utiliser aussi au chauffage et à l'éclairage.

L'effluent d'une fosse bien construite ne contiendra que peu de matières en suspension visibles et sera facilement épuré, soit par la terre, soit par les filtres artificiels. Par

suite de l'élimination des matières solides on peut plus facilement irriguer des cultures telles que le ray-grass, et l'on peut alors obtenir plusieurs récoltes par an.

Lorsqu'il n'est pas possible d'utiliser la terre, on construira des filtres artificiels. Ceux qui travaillent par égouttage ou percolation sont généralement les plus convenables pour l'Inde. Ils consistent en un tas de matériaux cassés, briques, pierres, etc., ordinairement classés, les plus fins à la partie supérieure. Ils doivent avoir un fond bien drainé.

Latrines. — Pour être salubres, les latrines doivent être nettoyées d'une façon continue. La capacité de la fosse doit être proportionnelle au nombre de ceux qui usent des latrines. Si celles-ci sont au-dessus de la fosse, les eaux la traversent sans altération : aussi a-t-on trouvé qu'il était utile d'établir une pré-fosse dans laquelle la majeure partie des matières solides puisse être retenue jusqu'à ce qu'elles soient brisées et largement solubilisées, le reste de la fosse servant pour l'accomplissement de la fermentation cellulosique plus lente. L'effluent de ces fosses contient peu de matières en suspension et a peu d'odeur, mais il est utile de l'épurer par la terre ou les filtres artificiels.

Déversement de l'effluent dans les cours d'eau. — Partout où cela est possible, il n'est pas douteux qu'il soit préférable de déverser tous les liquides sur la terre en vue d'éviter la pollution des cours d'eau. Il est important que le mélange du liquide avec l'eau de la rivière et le débit au point de décharge soient tels qu'il y ait toujours une quantité d'oxygène suffisante pour rendre inoffensive toute matière nuisible. Il en est de même pour les « dhobi-ghats », endroits où les naturels viennent laver le linge. Si le débit de la rivière n'est pas suffisant pour éloigner à tout moment le savon et les autres impuretés il se produit une pollution dangereuse.

Bien que les méthodes indigènes ne paraissent pas différer sensiblement de celles employées en Europe, il a fallu de nombreuses recherches avant d'arriver à une solution convenable pour l'Inde.

Comparaison entre la méthode aérobie simple et la méthode combinée (aérobie et anaérobie) pour l'épuration des eaux d'égout dans les pays tropicaux.

Le major *W. W. Clemesha*, professeur d'Hygiène à *Calcutta*, a étudié particulièrement l'application des procédés biologiques à l'épuration des eaux d'égout dans l'Inde. Il a publié en 1910 un livre sur ce sujet ⁽¹⁾, et, en 1912, il fit une communication au *Royal Sanitary Institute* ⁽²⁾.

Lorsqu'on commença à employer les procédés biologiques, on émit au sujet des fosses septiques certaines affirmations qui furent par la suite reconnues inexactes ou exactes seulement en partie. Actuellement on a changé d'opinion et les fosses septiques paraissent en défaveur. *Dunbar* a établi que l'épuration biologique des eaux d'égout est plus difficile à obtenir avec un effluent de fosse septique qu'avec une eau d'égout fraîche.

En ce qui concerne les eaux d'égout de villes tropicales, à population surtout végétarienne, l'auteur a toujours été d'un avis opposé. Cela est démontré par les expériences dans l'Inde, où la nitrification est d'autant plus active que les décompositions dans la fosse septique ont été plus importantes. Ainsi on trouva que, sur 5 fosses septiques dans lesquelles l'eau séjournait vingt-quatre, quarante-huit et soixante-douze heures, l'effluent de la dernière (72 heures) se nitrifiait plus rapidement que ceux des deux autres. Pour élucider complètement cette question, une autre série d'expériences fut entreprise. On combina chaque matin au laboratoire un échantillon d'eau d'égout contenant les matières fécales de 10 hommes dans un volume connu d'eau. Il fut divisé en deux parties : l'une était traitée par fosse septique et lits de contact, l'autre par des petits lits d'ardoises de *Dibdin*, et par des lits de contact. Les résultats obtenus sont donc strictement comparables. Les deux petites fosses septiques étaient en bon état de fonctionnement depuis six ans; les eaux y séjournèrent soixante-douze heures. L'effluent subissait alors deux périodes

⁽¹⁾ *Sewage disposal in the Tropics*. London, Thacker Spink and Co.

⁽²⁾ *Journ. of the Royal Sanitary Inst.* Mai 1912, p. 146.

de quatre heures de contact sur deux lits exactement semblables, composés de matériaux très fins. Ils étaient remplis une fois par vingt-quatre heures.

On construisit un petit lit de *Dibdin* avec des plaques de verre. L'eau brute séjournait quatre heures dans ce lit, puis subissait deux contacts sur des lits comme il est indiqué ci-dessus. Toutes les conditions étaient donc les mêmes; la seule différence était le traitement préliminaire soit dans une fosse septique, soit sur un lit de *Dibdin*. Les analyses, faites chaque jour, ont duré pendant environ dix mois. Différentes dilutions de l'eau d'égout furent employées.

Dans la première série d'expériences, l'eau d'égout type a été diluée avec un égal volume d'eau propre. Le major *Clemesha* a fait les observations suivantes :

1° Réduction très grande de l'oxygène absorbé en quatre heures et de l'azote albuminoïde, pendant le séjour des eaux en fosse septique. Il avait déjà montré auparavant que les eaux d'égout provenant d'individus à régime végétarien étaient particulièrement préparées à subir l'action de cette fosse; la diminution peut atteindre jusqu'à 80 pour 100.

2° La diminution de l'oxygène absorbé en quatre heures et de l'azote albuminoïde est beaucoup plus faible dans les lits de *Dibdin* que dans les fosses septiques. Il faut ajouter que le temps de séjour est de quatre heures dans le premier cas et de soixante-douze heures dans le second: on constate cependant dans les lits une diminution de 50 pour 100 de l'oxygène absorbé en quatre heures et de 25 pour 100 de l'azote albuminoïde. On remarque aussi que les matières colloïdales sont éliminées en plus grande proportion dans les fosses septiques que dans les lits de *Dibdin*, quoique cependant, dans un tiers des analyses, la différence fut faible. L'ammoniaque augmente beaucoup plus en fosse septique que dans les lits de *Dibdin*.

3° Les effluents des lits de premier contact, après l'un ou l'autre traitement préliminaire, sont tout à fait semblables; la seule différence est dans la proportion de nitrates qui est beaucoup plus importante avec l'effluent des fosses septiques.

4° Les mêmes remarques s'appliquent aux effluents des lits de second contact. L'effluent final est cependant bien épuré dans les deux cas. Peut-être en comparant avec les résultats

obtenus en Europe, remarquera-t-on que la proportion d'azote albuminoïde est encore assez importante; mais on observe fréquemment dans l'Inde qu'il y a un résidu de matière albuminoïde extraordinairement inerte, qu'on ne peut diminuer même par un traitement très complet.

Dans la deuxième série d'expériences, l'eau d'égout type était diluée dans 25 pour 100 au lieu de 50 pour 100 d'eau propre. Il n'y a aucune conclusion à en tirer, car la composition des eaux était relativement peu différente.

La troisième série d'expériences fut faite avec une eau d'égout formée des excréta de 10 hommes, dilués dans 45 litres d'eau, mais dont on avait éliminé les grosses matières solides. On obtient encore dans la fosse septique une réduction de 75 pour 100 d'oxygène absorbé en quatre heures, de 80 pour 100 de l'azote albuminoïde, et de plus 80 pour 100 des matières colloïdales. La différence avec ce qui est obtenu dans les lits de *Dibdin* est très grande : deux fois plus de matières facilement oxydables ou même davantage; au moins quatre fois plus d'azote albuminoïde et deux fois et demie plus de matières colloïdales restent dans les eaux. Après deux contacts sur lits bactériens, l'effluent de la fosse septique donne donc une épuration excellente, très peu inférieure à celle de la première série. Pour le premier contact, l'épuration est faible; elle est complétée par le deuxième contact mais on constate une grande perte de nitrates.

Ces remarques sont beaucoup plus frappantes dans la quatrième série d'expériences. L'eau d'égout comprenait les excréta de 10 hommes, complètement délayés dans 45 litres d'eau. Une eau d'égout d'une telle concentration peut se rencontrer quelquefois, mais d'une manière exceptionnelle.

En comparant les résultats obtenus avec les résultats préliminaires, on observe que l'effluent du second contact du lit de *Dibdin* est très inférieur. Il renferme au moins 5 fois plus d'azote albuminoïde, une proportion de plus de 50 pour 100 de matières oxydables, presque pas de nitrates et une beaucoup plus grande quantité de matières colloïdales et de matières en suspension que l'effluent du deuxième contact de la fosse septique.

Une étude détaillée des résultats analytiques montre qu'on

ne retrouve pas dans l'effluent de deuxième contact l'azote existant dans l'eau brute. Il y a une perte d'azote par dénitrification en présence de matières organiques (1).

	OXYGÈNE ABSORBÉ EN 4 HEURES			MATIÈRES COLLOÏDALES EN OXYGÈNE			AMMONIAQUE		
	Dilution à 25 0/0.	Pas de dilution.	Eau très chargée.	Dilution à 25 0/0.	Pas de dilution.	Eau très chargée.	Dilution à 25 0/0.	Pas de dilution.	Eau très chargée.
Eau brute	67,5	99,5	172,1	46,7	76,6	128,1	5,4	4,8	45,6
Effluent des fosses septiques.	20,9	24,7	44,0	6,4	15,2	22,0	52,7	51,1	67,5
— des lits Dibdin	52,2	57,9	104,0	11,8	56,2	66,0	5,7	12,4	46,4
— fosses sept. et 1 ^{er} contact.	15,5	19,5	51,4	5,9	6,9	15,5	5,1	6,8	15,8
— lit Dibdin —	15,6	27,6	55,0	5,4	14,9	26,0	1,9	5,4	16,0
— fosses sept. et 2 ^e contact.	8,9	9,7	20,5	0	1,5	6,0	0,9	2,1	5,5
— lit Dibdin —	10,2	16,6	55,5	1,5	4,8	15,5	1,2	2,4	5,7

	AZOTE						PERTE DE L'OXYGÈNE DISSOUS EN 48 HEURES Dilution 1 × 10		
	AZOTE ALBUMINOÏDE			NITRATES ET NITRITES			Dilution à 25 0/0.	Pas de dilution.	Eau très chargée.
Dilution à 25 0/0.	Pas de dilution.	Eau très chargée.	Dilution à 25 0/0.	Pas de dilution.	Eau très chargée.				
Eau brute	16,8	56,2	55,1	"	"	"	"	"	"
Effluent des fosses septiques.	5,8	6,6	10,1	"	"	"	"	"	"
— des lits Dibdin	11,6	25,0	25,5	"	"	"	"	"	"
— fosses sept. et 1 ^{er} contact.	2,6	5,5	6,0	16,9	20,4	46,2	5,1	5,2	2,7
— lit Dibdin —	4,9	9,6	12,2	0,4	2,5	2,5	1,8	1,8	"
— fosses sept. et 2 ^e contact.	2,0	5,4	4,1	51,5	56,2	62,0	5,7	5,7	5,1
— lit Dibdin —	2,5	5,8	8,4	5,8	5,0	6,8	5,6	5,1	1,4

Il ressort de ces expériences :

1° Qu'avec une eau d'égout diluée, on obtient des résultats presque identiques pour les deux procédés de traitement préliminaire; mais que, pour l'épuration des eaux d'égout de végétariens, telles que celles d'une ville d'Orient, le séjour en

(1) Nous avons démontré ce fait il y a près de dix ans, avec expériences très concluantes : *Revue d'Hygiène*, décembre 1902 et *Recherches sur l'Épuration des eaux d'égout*, 111^e vol., 1908.

fosse septique favorise la nitrification. L'auteur fait remarquer qu'il ne recommande pas le séjour de soixante-douze heures pour une eau d'égout diluée, qui serait trop long sans nécessité.

2° Qu'à mesure que la concentration de l'eau d'égout augmente, apparaît une diminution de la qualité de l'effluent du traitement purement aérobie, tandis qu'une installation de fosse septique paraît capable de supporter avec très peu de difficulté une pollution supplémentaire. Dans le cas du traitement par fosse septique, la quantité de nitrates trouvée dans l'effluent de deuxième contact augmente en proportion de la concentration de l'eau d'égout; cette quantité reste sensiblement la même ou diminue avec le traitement purement aérobie.

Dans une installation de lits de *Dibdin*, à *Gowripur Jutt Mill*, on a trouvé que, avec une eau d'égout correspondant à 27 à 52 litres par habitant, les lits s'engorgeaient en très peu de mois.

ADDENDUM

SERVICE D'ANALYSES POUR LA RECHERCHE DES POLLUTIONS PRODUITES DANS LES COURS D'EAU PAR LES DÉVERSEMENTS D'EAUX RÉSIDUAIRES INDUSTRIELLES

Dans le IV^e volume de ces *Recherches*, nous avons rapporté les résultats d'analyses qui, en exécution des instructions de M. le Conseiller d'Etat, directeur général des Eaux et Forêts, nous avaient été demandées pour la recherche des contaminations produites dans les cours d'eau par les déversements industriels. Nous donnons ci-après un court résumé de chacun des rapports que nous avons adressés depuis 1908 aux inspecteurs du service des Eaux et Forêts au sujet des échantillons prélevés par leurs soins.

Nous croyons utile de rappeler les instructions que nous avons établies pour ces prélèvements.

SERVICE DES ANALYSES D'EAUX RÉSIDUAIRES INDUSTRIELLES

Recherche de la pollution produite dans les cours d'eau par le déversement des eaux résiduaires industrielles.

1° Pour que cette recherche soit possible, il faut prélever les échantillons à quatre endroits différents :

- a) A 100 mètres en amont du point de déversement ;
- b) Au point de déversement ;
- c) A 100 mètres en aval du point de déversement ;
- d) Eau résiduaire industrielle telle qu'elle est déversée ;
- e) Échantillon du dépôt boueux s'il y a envasement du cours d'eau.

2° Il sera prélevé, de chaque échantillon, deux litres. Les vases seront autant que possible neufs, ou, tout au moins, lavés abondamment et plusieurs fois avec l'eau à analyser. Les bouchons de liège seront neufs. Chaque vase sera soigneusement étiqueté.

5° Le prélèvement n'aura lieu que par temps sec.

4° Expédier les flacons, entourés de sciure de bois et de glace, par chemin de fer, grande vitesse (franco à domicile) à l'*Institut Pasteur de Lille*. Service des analyses d'eaux.

5° Répondre au questionnaire ci-contre.

Observations particulières :

.....

QUESTIONNAIRE

1° Quel est le volume de l'eau résiduaire déversée, par rapport au volume d'eau qui s'écoule dans la rivière ou le cours d'eau ?

.....

2° Le déversement d'eaux résiduaires est-il continu ou intermittent ? (Se préoccuper du moment du déversement pour ne prendre les échantillons que lorsqu'il a lieu.)

.....

5° L'aspect et l'odeur de l'eau de la rivière changent-ils d'une façon manifeste après le déversement ?

.....

4° Quelle est la nature des eaux résiduaires déversées ? et par quelles industries ?

.....

Pendant les quatre années, du 1^{er} juillet 1908 au 50 juin 1912, nous avons effectué 279 analyses concernant 76 enquêtes. Dans 48 cas, les eaux devaient être traitées ou épurées avant leur rejet à la rivière, 27 d'entre elles contenaient même des produits très toxiques pour les poissons ; cependant pour 28 les eaux ne paraissaient pas être de nature à nuire aux poissons ou à contaminer la rivière. Il est à remarquer que, trop

souvent, les prélèvements ne peuvent être effectués qu'un certain temps après la constatation des dégâts produits et, par suite, les analyses sont impuissantes à les déceler, la composition de l'eau de la rivière étant redevenue normale.

Comme nous l'avons déclaré dans notre précédent volume, à propos de notre exposé du *Projet de loi relatif aux mesures à prendre contre la pollution et en vue de la conservation des eaux*, nous estimons qu'on ne doit pas demander aux industriels de rejeter dans les cours d'eau des eaux plus pures que celles qu'ils leur empruntent et même que, dans certaines circonstances, l'administration a le devoir de se montrer tolérante, lorsque les eaux résiduaires ne contiennent aucun produit toxique par lui-même pour les poissons et lorsque les quantités de ces eaux rejetées au moment du plus fort débit, ne représentent qu'une minime partie du débit de la rivière.

Pour toutes les eaux résiduaires industrielles, il existe des procédés d'épuration ou du moins d'amélioration à un taux acceptable. Il est vraiment fâcheux et intolérable que certains usiniers se désintéressent de la pureté des eaux des rivières et des poissons qui y vivent, au point d'y rejeter des eaux contenant par exemple des acides ou des alcalis en très forte proportion, alors qu'il serait très facile de les neutraliser, ou encore des produits toxiques comme le phosphore, les sels de plomb, les sels de baryte, etc. *Le tout à la rivière* est tellement habituel qu'on y rejette même des produits solides encombrants, tels que les déchets de fabrication du carbure de calcium qui sont extrêmement dangereux pour les poissons.

Résultats sommaires des analyses effectuées à l'Inst

INSPECTION	LIEU DE PRÉLÈVEMENT	EAU RÉSIDUAIRE DE	CONSTATATIO
Rocroi (Ardennes)	G. — Ardennes. . .	Fabrique de soie arti- ficielle.	Contamination .
Tours (Indre-et- Loire).	H. D. — Indre-et-L.	Papeterie.	<i>Id.</i>
Vitry-le-François.	Sucrerie	<i>Id.</i>
Nantes (Loire-In- férieure).	Dans la Loire. . . .	Fabrique d'agglomé- rés de charbon.	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	Fabrique d'engrais. .	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	Huilerie et savonne- rie.	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	Fabrique de produits chimiques.	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	Papeterie.	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	B. I. — Loire Infé.	<i>Id.</i>
Vitry-le-François.	Sucrerie	<i>Id.</i>
Moutiers (Savoie).	B. — Savoie	Fabrique de phos- phore.	Empoisonnement
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	Fabrique de ferro-sili- cium, soude et chlo- rure de chaux.	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	Fabrique de carbures.	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	Fabrique de produits azotés.	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	Usine de carbures. .	<i>Id.</i>
Troyes (Aube)	Laiterie.	Empoisonnement poisson.
Pont-du-Château (Puy-de-Dôme).	Usine à gaz.	Contamination Durole.
Versailles (Seine- et-Oise).	B. — Seine-et-Oise.	Papeteries	Envasement de sonne.
Argelès (Hautes- Pyrénées).	S. — Hautes-Pyré- nées.	Traitement de la ga- lène et de la blende.	Empoisonneme poisson.
Le Mans (Sarthe).	G. — Mayenne . . .	Tannerie.	<i>Id.</i>

Directeur de Lille pour le Service des Eaux et Forêts.

DATE	CONCLUSIONS DES ANALYSES
Juillet 1908 . . .	Les eaux sont très acides ou très alcalines, elles contiennent de plus des proportions anormales de sulfates, elles sont très nuisibles aux poissons.
<i>Id.</i>	Eau non contaminée mais contient des matières cellulosiques en suspension. Les déversements doivent être surveillés.
Octobre 1908 . .	Eaux très nuisibles.
Novembre 1908 .	Les eaux doivent être mieux décantées.
<i>Id.</i>	Eaux non contaminées.
<i>Id.</i>	— — meilleure décantation désirable.
<i>Id.</i>	Eaux acides très nuisibles aux poissons.
<i>Id.</i>	Eaux très alcalines et par suite très nuisibles; entraînent une trop forte proportion de matières en suspension.
<i>Id.</i>	Eaux très nuisibles aux poissons.
<i>Id.</i>	Eaux putrescibles chargées de quantités trop importantes de matières organiques en suspension.
<i>Id.</i>	Les eaux rejetées renferment du phosphore très toxique.
<i>Id.</i>	Eau ne renfermant pas de produits nuisibles.
<i>Id.</i>	A la date du prélèvement les eaux ne sont pas nuisibles, les résidus solides contiennent du carbure et de la chaux, toxiques pour les poissons.
<i>Id.</i>	Les résidus solides peuvent être nuisibles.
Décembre 1908..	Résidus nuisibles.
Mars 1909	Eaux chargées d'un excès de matières organiques pouvant être nuisibles par les fermentations qu'elles produisent.
<i>Id.</i>	Eaux très nuisibles aux poissons. Nécessité d'interdire le déversement sans épuration.
<i>Id.</i>	Eaux contenant des matières organiques en suspension dont le dépôt dans le lit de la rivière peut entrer en fermentation et causer la putréfaction des eaux. Rechercher aussi les autres causes de contamination de la rivière.
Avril 1909	Eaux contenant du plomb en suspension et en solution; par suite très nuisibles.
Mai 1909.	Les analyses ne permettant pas de conclure d'une façon précise à l'empoisonnement par le déversement des eaux résiduaires examinées.

INSPECTION	LIEU DE PRÉLÈVEMENT	EAU RÉSIDUAIRE DE	CONSTATATION
Dijon (Côte-d'Or).	Produits pyroligneux	Contamination de gnon.
Valence (Drôme).	M. — Drôme	Fabrique de chaus- sures.	Contamination de Vence.
Avesnes (Nord).	S. — Nord	Laiterie	Contamination l'Helpe.
Saumur (Maine- et-Loire).	M. — Vendée	Teinturerie et tanne- rie.	Empoisonnement la Sèvre.
Abbeville (Som- me).	A. — Somme	Teinturerie	Contamination de Somme.
Aubenas (Ardè- che).	V. — Ardèche	Fabrique de soie arti- ficielle.	Empoisonnement poisson.
Versailles (Seine- et-Oise).	B. — Seine-et-Oise .	Papeteries	Contamination l'Essonne.
Mortagne (Orne).	E. — Orne	Laiterie	Contamination de Rolle . .
Moutiers (Savoie).	B. — Savoie	Usines de carbure de calcium.	Contamination Pisère.
Saumur	M. — Maine-et-Loire.	Mines d'or	Empoisonnement poissons.
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	<i>Id.</i>
Alençon	A. — Orne	Teinturerie	Contamination de vières.
Saint-Loup	A. — Haute-Saône .	Tréfileries	<i>Id.</i>
Alençon	A. — Orne	Teinturerie	<i>Id.</i>
Avesnes-s/-Helpe.	R. — Nord	Galvanisation	Empoisonnement poissons.
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	<i>Id.</i>
Abbeville	P. et M. — Seine-Inf.	Papeterie	Contamination de vières.
Avesnes-s/-Helpe.	M. — Nord	Vannerie	<i>Id.</i>
Meyrueis	P. — Lozère	Mines de plomb	<i>Id.</i>
Bourg-St-Andéol.	St-R. — Drôme . . .	Fabrique d'acide py- roligneux.	<i>Id.</i>
Darney	D. — Vosges	Usine métallurgique.	<i>Id.</i>
Calais	A. — Pas-de-Calais.	Sucrerie	<i>Id.</i>
Coulommiers . . .	C. — Seine-et-Marne.	Sucrerie	<i>Id.</i>

DATE	CONCLUSIONS DES ANALYSES
juin 1909	Analyse non concluante. Demande de nouveaux prélèvements.
<i>Id.</i>	Eaux nuisibles. Diminuer la proportion de sels solubles et de matières en suspension; décolorer les eaux.
juillet 1909	Contamination négligeable par suite du faible volume d'eau rejeté.
<i>Id.</i>	Pas de conclusion, les échantillons ayant été prélevés longtemps après que l'empoisonnement eût été constaté.
<i>Id.</i>	Eau non nuisible au moment du prélèvement.
<i>Id.</i>	Eaux alcalines et sulfureuses, toxiques pour le poisson.
septembre 1909.	Eaux très putrescibles, contenant une forte proportion de matières organiques en suspension.
	Eaux très nuisibles.
octobre 1909	Épuration insuffisante, eaux encore très polluées; exiger une décantation parfaite.
décembre 1909	Épuration insuffisante; exiger l'élimination complète des matières en suspension.
10 Janvier 1910	La faible quantité d'arsenic ne semble pas suffisante pour produire l'empoisonnement. La mort des poissons semble plutôt due aux particules de quartz en suspension dans l'eau.
1 Avril —	Pas d'arsenic ni de cyanures. Quartz en suspension.
5 — —	Pas d'arsenic dans l'eau, présence dans les boues. Quartz en suspension.
10 Mai —	Pas de composés toxiques, contamination possible.
16 Juin —	Un des échantillons très dangereux par la présence de chlorure de fer acide et des traces de métaux lourds.
20 — —	Eaux peu nuisibles. Décantation et décoloration.
21 Juillet —	Eaux acides et ferrugineuses très dangereuses.
25 — —	<i>Id.</i>
6 Août —	Eaux peu nuisibles. Exiger une décantation plus parfaite.
25 — —	Eaux non nuisibles actuellement.
9 Sept. —	Plomb en solution (traces) et en suspension. Eaux très nuisibles.
7 Octobre —	Pollution peu importante mais eaux dangereuses si elles ne sont pas suffisamment diluées; présence d'antiseptique.
8 — —	Eaux dangereuses, contiennent des acides libres et des sels ferreux.
5 Déc. —	Eaux résiduaires putrescibles.
11 — —	Eaux peu contaminées, doivent être bien décantées.

INSPECTION	LIEU DE PRÉLÈVEMENT	EAU RÉSIDUAIRE DE	CONSTATATION
Charleville.	C. — Ardennes.	Distillerie.	Contamination des vières.
Landerneau.	H. — Finistère.	Mines de plomb argen- tifère.	Empoisonnement poissons.
Autun	<i>Id.</i>	Fabrique de meubles.	<i>Id.</i>
Beauvais.	M. — Oise	Fabrique de tapis . . .	<i>Id.</i>
Épinal.	E. — Meurthe-et-M.	Fabrique d'hydro- gène.	<i>Id.</i>
Lunéville.	R. — Vosges.	Filature de laine . . .	<i>Id.</i>
Avesnes.	R. — Nord	Galvanisation.	<i>Id.</i>
Saumur.	M. — Maine-et-Loire.	Blanchisserie.	Recherches de co mination.
Mirecourt	V. — Vosges.	Brasserie.	<i>Id.</i>
Avesnes	R. — Nord	Forges.	<i>Id.</i>
Coulommiers.	Seine-et-Marne	Laminerie et tréfilerie.	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	Fabrique de couverts.	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	Fabrique d'acier poli nickelé.	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	Tannerie.	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	Papeterie.	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	Imprimerie.	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	Papeterie.	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	Fabrique de celluloïd.	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	Papeterie.	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	<i>Id.</i>
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>	Cartonnerie.	<i>Id.</i>
Mortagne.	A. — Orne	Tannerie.	<i>Id.</i>
Signy-l'Abbaye.	B. — Marne.	Distillerie	<i>Id.</i>
Langeac	X. — Haute-Loire.	Traitement du sulfate de baryte.	Empoisonnement poissons.
Moutiers.	Moutiers (Savoie).	Eaux huileuses d'usi- nes électriques.	<i>Id.</i>
Avesnes	Nord	Papeteries	Recherches de co mination.
Bourg-St-Andéol	F. — Ardèche.	Mines de plomb.	<i>Id.</i>
Signy-l'Abbaye.	Ardennes.	Distillerie.	Contamination . . .
Bayeux.	St.-G. — Manche	Laiterie.	<i>Id.</i>

DATE	CONCLUSIONS DES ANALYSES
Févr. 1911 .	Eaux non nuisibles au moment du prélèvement des échantillons.
Mai — .	Eaux dangereuses renfermant du plomb.
Juin — .	Eaux contenant des produits toxiques.
Juillet — .	Résultats douteux, mauvais prélèvements.
— — .	<i>Id.</i>
— — .	Eaux dangereuses par la proportion très forte de matières organiques qu'elles renferment.
Août — .	Eaux acides ferrugineuses très toxiques.
— — .	Eaux non nuisibles.
— — .	Épuration assez bonne, mais paraît insuffisante à l'usage de la rivière dans laquelle elle est déversée.
Sept. — .	Eaux très toxiques, acides et ferrugineuses.
Août — .	Déversements inoffensifs au moment des prélèvements.
<i>Id.</i>	Eaux très toxiques, sans acides et renfermant du cuivre.
<i>Id.</i>	Eaux dangereuses; doivent être épurées avant leur rejet.
Août — .	Prélèvement défectueux en dehors des heures de déversement; rien à conclure.
<i>Id.</i>	Eaux très pures.
<i>Id.</i>	Eaux inoffensives.
— <i>Id.</i> — .	Eaux non contaminées, surveiller les matières en suspension.
<i>Id.</i>	<i>Id.</i>
Sept. — .	Pas de contamination.
<i>Id.</i>	Eaux suspectes, surveiller les matières en suspension.
— — .	Certaines eaux déversées sont très nocives, chlore libre.
<i>Id.</i>	Déversement de grandes quantités de pâte de cellulose, dangereux pour les poissons.
— — .	Eaux non contaminées, surveiller les matières en suspension.
— — .	Contamination dangereuse par rejet de matières cellulosiques.
Oct. — .	Contamination très faible, mesures à imposer à l'industriel.
— — .	Précautions à prendre pour le rejet des eaux de lavage de betteraves.
Déc. — .	Eaux acides et contenant des sels de baryte. — Nocives; doivent être épurées avant leur rejet dans les cours d'eaux.
— — .	Eaux inoffensives au moment du prélèvement.
2 Février 1912 .	Pas de contamination.
4 Mars — .	<i>Id.</i>
8 — — .	<i>Id.</i>
5 Juin — .	Contamination. Les eaux doivent être épurées.

TABLE DES MATIÈRES

	Pages
CHAPITRE I. — <i>Principes scientifiques de l'épuration biologique.</i>	1
CHAPITRE II. — <i>La station expérimentale de La Madeleine.</i>	16
CHAPITRE III. — <i>Résultats analytiques des expériences de La Madeleine en 1911-1912.</i>	20
CHAPITRE IV. — <i>Station d'épuration biologique des eaux d'égout du quartier de l'abattoir à Lille.</i>	49
CHAPITRE V. — <i>Nouvelle contribution à l'étude des fosses septiques et de l'épuration des eaux usées des habitations.</i>	65
CHAPITRE VI. — A. — <i>Épuration des eaux résiduaires de tanneries.</i>	86
B. — <i>Valeur agricole des tourteaux d'épuration des eaux résiduaires de peignages de laines.</i>	118
CHAPITRE VII. — <i>Documentation.</i> — A. — <i>Élimination des matières en suspension.</i>	121
Décantation dans un appareil expérimental Imhoff.	121
Relation de la putrescibilité de la matière en suspension se déposant ou non dans les eaux d'égout.	124
Résultat du traitement des eaux d'égout par les décanteurs Emscher.	128
Les décanteurs Waldenburg.	131
Contrôle de l'efficacité des appareils de décantation.	131
B. — <i>Fosses septiques.</i>	152
Traitement des eaux d'égout en fosse septique. Résultats et expériences sur la liquéfaction des matières solides.	152
Présence et action des diastases dans les eaux d'égout.	156
Utilisation des gaz dégagés des fosses septiques.	159
C. — <i>Traitement des boues.</i>	140
La dessiccation des boues.	140
Digestion des boues.	141
Traitement des eaux d'égout et des boues par les nitrates.	147
D. — <i>Épandage.</i>	151
Épuration des eaux d'égout par le sol.	151
Ferme d'irrigation d'eaux d'égout d'Edmonton.	152
E. — <i>Lits bactériens.</i>	154
Contribution à l'étude du mode d'action des lits bactériens.	154
Les lits bactériens de contact.	155

Les lits bactériens à percolation.	158
Stabilité des effluents de lits bactériens de contact et de lits percolateurs.	161
Les lits bactériens de Dibdin en ardoises.	162
Influence des eaux résiduaires industrielles contenant des sulfocyanates sur l'épuration biologique des eaux d'égout.	170
Nouveau type de bec pulvérisateur.	170
F. — <i>Traitement des eaux résiduaires industrielles.</i>	171
Eaux résiduaires de féculeries.	171
— laiteries.	175
— brasseries.	178
Action bactéricide des eaux de mines de houille et des eaux résiduaires de tanneries vis-à-vis du bacille typhique.	178
G. — <i>Prix des installations d'épuration des eaux d'égout.</i>	180
Au sujet du coût des stations d'épuration des eaux d'égout.	180
H. — <i>Assainissement des cours d'eau. — Déversement dans la mer et pollution des coquillages.</i>	185
Étude de l'autoépuration des cours d'eau.	185
Déversement d'eaux d'égout dans les eaux sujettes aux marées.	185
La non-nitrification des eaux d'égout dans l'eau de mer.	195
Épuration de l'eau de mer.	195
Variations saisonnières des conditions sanitaires des coquillages.	196
CHAPITRE VIII. — <i>Les progrès de l'épuration biologique des eaux d'égout en France.</i>	198
Mont-Mesly	198
Épuration des eaux de latrines et W. C. à Croix.	204
Camp de Satory.	206
Châteauroux, etc.	209-212
CHAPITRE IX. — <i>Les progrès de l'épuration biologique des eaux d'égout en Grande-Bretagne.</i>	215
Caractéristiques modernes de l'épuration des eaux d'égout.	215
Épuration des eaux d'égout.	217
Épuration des eaux usées des institutions, maisons de campagne et de petits hameaux.	218
Hyde.	222
Lichfield.	226
Wakfield.	228
CHAPITRE X. — <i>Les progrès de l'épuration biologique des eaux d'égout en Allemagne.</i>	252
Quelques nouvelles installations d'épuration biologique en Allemagne.	252
Épuration des eaux usées de la colonie Graf Schwerin.	254
CHAPITRE XI. — <i>Les progrès de l'épuration biologique des eaux d'égout aux États-Unis et au Canada.</i>	257
Épuration des eaux usées dans les communes rurales aux États-Unis.	257
Chicago.	240
Madison et Chatham.	244
New Bedford, projet de désinfection des eaux d'égout.	244
Plainfield.	249
Pleasanton.	252
Pleasantville.	255
Providence.	255

TABLE DES MATIÈRES.

291

Worcester. Épuration expérimentale.	257
Les progrès de l'épuration biologique des eaux d'égout au Canada.	264

CHAPITRE XII. — <i>Les progrès de l'épuration biologique des eaux d'égout dans les pays tropicaux.</i>	268
--	-----

Épuration des eaux d'égout dans l'Inde.	268
Comparaison entre la méthode aérobie simple et la méthode com- binée (aérobie et anaérobie) pour l'épuration des eaux d'égout. dans les pays tropicaux.. . . .	274

ADDENDUM. — <i>Service d'analyses pour la recherche des pollutions pro- duites dans les cours d'eau par les déversements d'eaux résiduaires indus- trielles.</i>	279
--	-----

TABLE DES PLANCHES, FIGURES ET GRAPHIQUES

PLANCHES

	Pages
I et II. — Station expérimentale de La Madeleine.	16-17

FIGURES

1. — Station expérimentale de La Madeleine. Vue générale.	17
2. — — — — — Lits bactériens A et B.	18
3. — Station d'épuration d'eaux d'égout du quartier de l'Abattoir, à Lille.	50
4. — Station d'épuration d'eaux d'égout du quartier de l'Abattoir, à Lille.	51
5. — Appareil expérimental <i>Imhoff</i>	121
6. — Puits <i>Emscher</i>	150
7. — Appareil pour la détermination des matières en suspension dans les eaux d'égout.	152
8. — Construction d'un lit d'ardoises à <i>Malden</i> (Surrey).	163
9. — Vue générale des lits bactériens d'ardoises à <i>Devizes</i>	164
10. — Bec pulvérisateur type <i>Chicago</i>	171
11. — Station d'épuration de la Compagnie internationale des machines agricoles, à <i>Croix</i> (Nord).	205
12. — Station d'épuration du <i>Camp de Satory</i>	807
13. — — — — — de l'hôpital-hospice de <i>Châteauroux</i>	208
14. — — — — — de <i>Fleury-lez-Aubray</i> (Asile du Loiret).	210
15. — — — — — de l'Asile d' <i>Aligre</i> , à <i>Lèves</i> , près <i>Chartres</i>	210

GRAPHIQUES

1 à 10. — Analyses de la station de <i>La Madeleine</i>	41
11 et 12. — Analyses de la station du quartier de l'abattoir, à <i>Lille</i>	61

71980. — PARIS, IMPRIMERIE GÉNÉRALE LAMURE
9, rue de Fleurus, 9.

RECHERCHES
SUR
L'ÉPURATION BIOLOGIQUE ET CHIMIQUE
DES EAUX D'ÉGOUT

A LA MÊME LIBRAIRIE

Recherches sur l'épuration biologique et chimique des Eaux d'égout, effectuées à l'Institut Pasteur de Lille et à la Station expérimentale de la Madeleine, sous la direction du Dr A. CALMETTE.

Tome I^{er} avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger, F. Constant, L. Massol et du Dr Buisine. (épuisé).

Tome II avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger, F. Constant, L. Massol. 1 vol. grand in-8°. (épuisé).

Tome III avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger, F. Constant, L. Massol. 1 vol. grand in-8° de viii-274 pages, avec 50 figures dans le texte. 8 fr.

Tome IV avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger, F. Constant, L. Massol. 1 vol. grand in-8° de iv-214 pages, avec 18 figures et 12 graphiques dans le texte et 5 planches hors texte 8 fr.

Tome V avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger, F. Constant, L. Massol. 1 vol. grand in-8° de iv-172 pages, avec figures graphiques et 4 planches. 6 fr.

Tome VI avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger, F. Constant. 1 vol. grand in-8° de 288 pages, avec 52 figures, 54 graphiques et 2 planches hors texte. 6 fr.

Tome VII avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger et F. Constant. 1 vol. grand in-8° de 557 pages, avec 2 planches, 20 figures et 14 graphiques 10 fr.

Tome VIII avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger et F. Constant. 1 vol. grand in-8° de 296 pages, avec 15 figures, 12 graphiques et 2 planches 8 fr.

1^{er} Supplément. — Analyse des Eaux d'égout, par E. ROLANTS. 1 vol. grand in-8° de iv-152 pages, avec 51 figures. 4 fr.

Les Venins. *Les animaux venimeux et la sérothérapie anti-venimeuse*, par le Dr A. CALMETTE. 1 volume grand in-8° avec 125 figures, relié toile. 12 fr.

L'Ankylostomiase, maladie sociale (anémie des mineurs), biologie, clinique, traitement, prophylaxie, par le Dr A. CALMETTE, avec la collaboration de M. BRETON, chef de clinique médicale à la Faculté de Médecine, assistant à l'Institut Pasteur de Lille; avec un appendice par E. FUSTER, secrétaire général de l'Alliance d'hygiène sociale. 1 volume in-8°, avec figures, cartonné toile. 5 fr.

MINISTÈRE DE L'INSTRUCTION PUBLIQUE
CAISSE NATIONALE DES RECHERCHES SCIENTIFIQUES

RECHERCHES
SUR
L'ÉPURATION BIOLOGIQUE ET CHIMIQUE
DES EAUX D'ÉGOUT

EFFECTUÉES A L'INSTITUT PASTEUR DE LILLE
ET A LA STATION EXPÉRIMENTALE DE LA MADELEINE

PAR

LE D^r A. CALMETTE

Membre correspondant de l'Institut et de l'Académie de Médecine

ET

E. ROLANTS

Chef de laboratoire à l'Institut Pasteur de Lille
Au litéur au Conseil Supérieur d'Hygiène publique de France

AVEC LA COLLABORATION DE MM.

E. BOULLANGER

Ingénieur-agronome
Chef de laboratoire à l'Institut Pasteur de Lille

F. CONSTANT

Assistant
à l'Institut Pasteur de Lille

NEUVIÈME VOLUME

PARIS
MASSON ET C^{ie}, ÉDITEURS
120, BOULEVARD SAINT-GERMAIN

1914

*Tous droits de reproduction, de traduction et d'adaptation
réservés pour tous pays.*

RECHERCHES
SUR
L'ÉPURATION BIOLOGIQUE ET CHIMIQUE
DES EAUX D'ÉGOUT

CHAPITRE PREMIER

CONSIDÉRATIONS GÉNÉRALES SUR L'ÉPURATION BIOLOGIQUE
DES EAUX RÉSIDUAIRES

Depuis la publication, en 1905, du premier volume de ces Recherches sur l'épuration biologique et chimique des eaux d'égout, nous avons poursuivi avec persévérance, grâce au bienveillant et constant appui du Conseil d'administration de la *Caisse Nationale des Recherches Scientifiques*, l'étude d'un problème dont la solution pratique apparaît comme extrêmement urgente, aussi bien pour la protection sanitaire des populations agglomérées à l'intérieur et autour des villes, que pour la sauvegarde des cours d'eau et des nappes souterraines auxquels nous empruntons l'eau indispensable à notre alimentation et à l'essor de nos industries.

Nous avons la satisfaction de constater que nos efforts n'ont pas été vains. Un mouvement d'opinion de plus en plus favorable s'est manifesté dans les milieux que nous désirions convaincre. Les municipalités soucieuses de remplir leurs devoirs s'empressent aujourd'hui de réaliser ou d'étudier des projets d'assainissement et les pouvoirs publics se préoccupent d'élaborer une Loi qui, tout en ménageant comme il convient les grands intérêts économiques de notre pays, assurera dans les meilleures conditions la protection des rivières contre les déversements industriels malsains.

Tous les pays civilisés se sont engagés d'ailleurs dans la

même entreprise. Les États-Unis d'abord, la Grande-Bretagne ensuite, nous avaient devancés. Les stations d'épuration urbaines s'y sont multipliées beaucoup plus vite qu'en France, mais celles que nous créons actuellement ou que nous sommes en mesure de créer, présentent au moins cet avantage d'être établies sur des principes scientifiques mieux étudiés.

Il semble que l'ère des discussions — qui n'ont d'ailleurs pas été stériles — soit bien près d'être close. Il ne peut plus y avoir désormais de partisans irréductibles de telle ou telle méthode de traitement des eaux usées dont on puisse généraliser l'emploi. L'expérience nous a appris dans quelles circonstances et suivant quelles modalités on doit recourir à la précipitation chimique, à l'épuration biologique artificielle ou à l'épandage. Les systèmes *passé-partout* sont définitivement condamnés. Chaque ville, chaque industrie a ses exigences particulières. Toute une science nouvelle, issue des découvertes de PASTEUR, des travaux de HIRAM MILLS, de DIBDIX, de PERCY FRANKLAND et d'autres savants contemporains, a maintenant pour objet l'étude et l'application raisonnée des lois naturelles qui régissent la désintégration des matières organiques. Il ne faut plus que les ingénieurs sanitaires l'ignorent et pour cela il est désirable qu'une large place lui soit faite dans les programmes d'enseignement de nos grandes Écoles des Ponts et Chaussées et d'Architecture.

Lorsqu'on se propose de faire choix d'un procédé d'épuration, il est tout d'abord indispensable d'instituer une série d'enquêtes et de recherches ayant pour objet de déterminer la composition chimique moyenne, les quantités d'eaux résiduelles qu'il s'agit de traiter, la configuration, la nature et la valeur des terrains environnants.

S'il existe aux alentours des terrains sablonneux ou siliceux homogènes, perméables, suffisamment profonds, que le prix d'achat en soit relativement minime, qu'ils ne nécessitent pas des travaux de drainage dispendieux, qu'il n'y existe ni fissures, ni gouffres par lesquels l'eau incomplètement épurée risque de contaminer les nappes souterraines, l'épuration biologique naturelle par épandage sur sol nu ou cultivé pourra

être la solution la plus avantageuse. Mais les conditions qui précèdent ne se rencontrent qu'exceptionnellement et on ne doit point oublier que, là même où elles se trouvent réunies, l'épuration n'est efficace que si elle est effectuée par intermittences convenablement espacées sur les mêmes parcelles, et si elle porte sur des eaux d'égout préalablement décantées. On devra en outre tenir compte du régime local des pluies, car un sol saturé d'eau n'est plus capable d'épurer et, si ce sol est constitué par des prairies naturelles ou artificielles, sa puissance absorbante deviendra nulle ou presque nulle pendant les saisons d'automne et d'hiver.

Toutes ces raisons et d'autres, multiples, d'ordre hygiénique ou économique, que nous avons indiquées dans nos travaux antérieurs, font que la plupart des villes qui avaient institué l'épandage ont dû transformer ou modifier leur plan primitif d'assainissement et recourir à l'épuration biologique artificielle.

L'un des exemples les plus suggestifs à cet égard nous est fourni par la ville anglaise de *Leicester*, dont la population est de 255 000 âmes et qui, propriétaire d'un domaine de 500 hectares où elle avait créé une vaste exploitation agricole municipale, a jugé nécessaire d'y aménager une série de sept fosses septiques de 8172 mètres cubes de capacité totale et 4 hectares 80 ares de lits bactériens pour assurer la sédimentation préalable des eaux d'égout, éviter le colmatage des prairies et régler l'irrigation de ces dernières de telle sorte qu'on pût en obtenir le maximum de rendement. Grâce à cette adjonction d'une station d'épuration biologique, dont l'effluent seul est dirigé sur les terres de cultures, celles-ci ne sont jamais sursaturées d'eau par les déversements trop fréquents et trop intenses. Il est devenu possible d'obtenir jusqu'à 5 récoltes de fourrages pendant la saison d'été, d'engraisser 800 bœufs par an et de nourrir 150 chevaux employés aux divers services publics de la ville. Les dépenses pour le refoulement des eaux par pompes, pour le traitement biologique, pour l'irrigation et pour l'exploitation s'élèvent, au total à 610 000 francs. Les recettes provenant de la vente des bestiaux et des fourrages se montent à 550 000 francs. Le déficit est donc réduit à 80 000 francs seulement par an pour

un travail d'épuration qui porte sur un volume quotidien de 57 000 mètres cubes d'eaux d'égout et qui fournit des résultats d'une perfection presque absolue.

C'est ainsi encore que la ville de Paris, se trouvant impuissante à traiter les 800 000 mètres cubes d'eaux d'égout que reçoivent ses collecteurs sur les 6000 hectares de terrains d'épandage dont elle dispose, se voit obligée, pour réduire ses déversements directs en Seine, de prévoir l'aménagement de vastes lits bactériens qui devront assurer l'épuration d'au moins 400 000 mètres cubes par jour en toutes saisons. Elle devra même, pour obtenir une meilleure utilisation de ses domaines actuellement irrigués, modifier sa technique très défectueuse d'épandage et faire en sorte que l'irrigation intermittente ne soit plus réalisée, comme à *Leicester*, qu'avec des eaux d'égout *préalablement décantées*, ou même en partie épurées par voie biologique, sur des prairies naturelles ou artificielles.

Deux stations d'épuration biologique, dont l'importance sera graduellement étendue, fonctionnent déjà, l'une au *Fond-de-Vaux* dans le domaine municipal de Méry-Pierrelaye, l'autre à Carrières-Triel. Mais elles servent actuellement surtout à la mise au point de divers appareils de distribution mécanique, à l'usage desquels il faudra d'ailleurs renoncer, car l'expérience anglaise, particulièrement celle effectuée sur une vaste échelle à *Birmingham*, prouve que les seuls distributeurs économiques robustes et durables sont les *jets fixes*, dont il existe de nombreux et excellents modèles.

La station de *Carrières-Triel*, la plus récemment construite, comprend une fosse seplique de 10 000 mètres cubes de capacité, divisée en deux compartiments, et une série de trois bassins à graviers filtrants, dégrossisseurs, pouvant être alimentés par le haut ou par le bas indifféremment. L'eau, débarrassée des matières en suspension qu'elle contenait à l'origine, est alors dirigée vers les lits percolateurs dont la surface totale est de 10 500 mètres carrés. Ces lits sont alimentés au moyen de turbines balladenses à augets, animées d'un mouvement de translation automatique (appareils distributeurs LAFFLY et DURET-SONY). Nous avons déjà décrit ce système de distribution dans un de nos précédents volumes à

propos de la station d'épuration créée par le département de la Seine au *Mont-Mesly*, près de *Créteil* (1).

Les boues évacuées de la fosse septique et des décanteurs sont actuellement séchées sur le sol et enfouies; mais on se propose de les brûler dans des fours spécialement construits à cet effet.

Cette question des boues, ainsi qu'on le verra dans les chapitres qui vont suivre, appelle d'ailleurs les solutions les plus diverses selon les circonstances locales.

Tantôt, dans les petites stations d'épuration par exemple, il est possible d'en trouver l'utilisation sur place, après qu'on les a fait simplement sécher à la surface du sol jusqu'à ce qu'elles ne renferment plus que 40 ou 50 pour 100 d'eau. Les agriculteurs du voisinage les incorporent comme amendement à leurs terres de cultures lors de leurs labours. Le problème est alors résolu de la façon la plus simple et la plus avantageuse.

Tantôt, — et ce sont les cas les plus fréquents, — ces boues doivent être évacuées hors de la station parce qu'elles deviennent encombrantes à l'excès. On peut alors, soit pratiquer leur enfouissement méthodique dans des tranchées profondes qu'on recouvre de terre, soit les dessécher sur des lits de mâchefer drainés et en effectuer l'incinération.

Dans cette seconde alternative on réalise une économie évidente en réduisant au minimum leur volume. Pour y parvenir, le meilleur moyen paraît être celui adopté à *Birmingham*, qui consiste à réunir ces boues, au sortir des bassins de décantation, dans des fosses septiques spéciales où elles se digèrent, se dissolvent par les actions microbiennes, et laissent un résidu insoluble qui ne représente plus que 10 à 15 pour 100 de la masse de matières en suspension qu'elles contenaient. La partie liquide est évacuée vers les lits bactériens et le résidu solide est transformé en tourteaux par filtres-presses ou enfoui dans des tranchées, comme il a été dit précédemment.

Le problème des boues est resté pendant longtemps le cauchemar des ingénieurs sanitaires, surtout à l'époque où l'on

(1) *Ces Recherches*, vol. VI, p. 47 et vol. VIII, p. 198.

n'envisageait la possibilité d'épurer les eaux-vannes qu'au moyen des réactifs chimiques précipitants. Avec l'épuration biologique artificielle il n'est pas encore, dans tous les cas, très facile à résoudre, mais il se trouve considérablement simplifié de ce fait que la digestion septique permet de dissoudre une grande partie des matières organiques en suspension (la presque totalité de celles-ci avec le système séparatif) et que la manipulation de ces boues fermentées est rendue beaucoup moins pénible parce qu'elles sont inoffensives pour l'odorat.

Quel que soit le système de décantation auquel on s'adresse (décantation simple, sans fermentation septique, ou digestion septique) il est essentiel de n'évacuer sur les lits bactériens d'oxydation, ou sur le sol préparé pour l'irrigation culturale, qu'un effluent aussi parfaitement débarrassé que possible de matières non dissoutes ou à l'état colloïdal. A cette seule condition l'épuration biologique proprement dite sera pleinement satisfaisante. Le sol arable ou les matériaux, quels qu'ils soient, dont on a constitué les lits (mâchefer, scories de hauts fourneaux, pouzzolanes, quartz ou granit concassé) rempliront également bien leur double fonction qui est de fixer ou d'*adsorber* la matière organique dissoute, comme par un phénomène de teinture, et de servir de supports aux innombrables espèces microbiennes chargées par la nature de réaliser la désintégration de cette matière organique jusqu'aux derniers termes de sa minéralisation, c'est-à-dire jusqu'à sa transformation en nitrates solubles, en produits gazeux et en eau.

On s'est beaucoup préoccupé, et avec juste raison, de supprimer ou d'atténuer les mauvaises odeurs qui se dégagent des fosses septiques et qui rendent parfois le voisinage des stations d'épuration très gênant lorsque celles-ci ne peuvent être aménagées à une distance suffisante des habitations. Lorsque le volume d'eaux résiduaire à traiter est peu considérable, comme c'est le cas pour une caserne ou pour un hôpital, on y parvient aisément en couvrant la fosse d'un plancher mobile (en madriers) garni d'une faible épaisseur de tourbe et en disposant à la sortie de son effluent un petit réservoir à chlorure de chaux dont le contenu se déverse et se mélange automatiquement au liquide évacué sur les lits bactériens. Une propor-

tion minime de chlore variant de 1 à 2 cent millièmes, — soit 10 grammes par mètre cube, — est ordinairement suffisante et le travail des ferments nitrificateurs n'en est en aucune manière influencé.

Dans les stations d'épuration importantes, cette désodorisation par le chlore est coûteuse. Aussi a-t-on été conduit, pour éviter les mauvaises odeurs, à envisager la suppression de la fermentation anaérobie en fosses septiques et à lui substituer la décantation simple, ou prolongée par un travail de « digestion » de courte durée (4 à 6 heures), capable de solubiliser seulement les matières organiques fines. La quantité de boues à évacuer est alors environ deux fois plus considérable et la manipulation de celles-ci présente les mêmes inconvénients que lorsqu'il s'agit de boues fraîches. Leur enlèvement doit être effectué plusieurs fois par jour et les odeurs qui s'en dégagent sont beaucoup plus désagréables que celles que produisent les boues fermentées. Il ne semble donc pas que la suppression des fosses septiques constitue un progrès; mais dans certaines circonstances, par exemple lorsque l'évacuation des boues est facile, peu dispendieuse, et que la station d'épuration est au voisinage immédiat d'une agglomération, on peut être amené à la recommander.

Il ne faudrait pas croire d'ailleurs qu'avec un effluent de simples bassins de décantation les odeurs soient évitées. Elles changent de nature, sont comparables au relent que l'on perçoit dans les égouts, et se dégagent à la surface des lits bactériens. Si le liquide est distribué sur ces derniers par des bacs pulvérisateurs, le vent peut les entraîner jusqu'à une distance de 4 ou 500 mètres. Il est possible d'obvier dans une certaine mesure à cet inconvénient en entourant la station d'un rideau d'arbres à feuillage persistant.

On a encore reproché aux lits bactériens de favoriser la pullulation des mouches et des moustiques pendant la saison chaude. Mais cette pullulation est beaucoup plus intense sur les champs d'épandage. Si elle devient une cause de gêne il est très facile de l'éviter, surtout dans les petites stations, en entourant celles-ci de toiles métalliques fines, et dans les grandes stations en construisant les lits de telle sorte que l'eau épurée qui s'en écoule ne puisse stagner en aucun point

de son parcours. L'éclosion des mouches dans les fosses septiques est aisément empêchée par une mince couche d'huile de schiste ou de naphite maintenue immobile à la surface entre deux obstacles émergents.

On voit donc qu'avec un peu de soin, une connaissance suffisante des processus d'épuration biologique et une observation attentive des circonstances locales, il est toujours possible d'aménager une station de telle sorte qu'elle fournisse des résultats satisfaisants et qu'elle n'occasionne aucune gêne sérieuse pour le voisinage. S'il existait à ce sujet un doute dans l'esprit du lecteur, nous l'engagerions volontiers à se convaincre lui-même en allant visiter par exemple en France l'hôpital de *Rosendaël-Dunkerque* où la station d'épuration traitant 100 mètres cubes par jour et fonctionnant depuis 1908, a dû être construite au voisinage immédiat de locaux occupés par des malades et où toutes les précautions dont il a été parlé ci-dessus ont été prises pour supprimer les odeurs et les mouches.

Nous lui conseillerions aussi d'aller voir l'installation du *camp de Satory*, celle de la plage d'*Hardelot* près de *Boulogne-sur-Mer*, et, s'il lui plaisait de traverser le détroit, la vaste et magnifique station de *Birmingham*, à Tyburn, que dirige avec la plus grande compétence M. l'ingénieur WATSON et qui est assurément la plus instructive en même temps que la plus parfaite à tous égards.

Dans les chapitres qui suivent, après avoir exposé, comme dans nos volumes précédents, les résultats de nos études à la station expérimentale de *la Madeleine-les-Lille* et à celle, toute voisine, du quartier de l'Abattoir de *Lille*, nous avons cherché à documenter aussi complètement que possible le lecteur en exposant, en même temps que nos travaux sur la désinfection des eaux d'égout et sur les phénomènes de nitrification, tous ceux effectués sur les mêmes sujets dans les divers pays. Nous avons cru faire œuvre utile en décrivant les multiples appareils ou procédés de décantation dont on a proposé ou essayé récemment l'emploi, soit pour l'épuration des eaux-vannes urbaines, soit pour le traitement des eaux résiduaires industrielles. Enfin, comme les années précédentes, nous avons

passé en revue les nouvelles stations d'épuration biologique ou d'épandage réalisées en Angleterre, en Allemagne, en Amérique et en Égypte, dont les plus importantes ont été visitées de nouveau par nous-mêmes au cours de l'année 1915.

Les hygiénistes et les ingénieurs sanitaires qui veulent bien suivre avec le plus bienveillant intérêt nos publications annuelles, seront ainsi, par ce neuvième volume, tenus au courant des rapides progrès de cette branche si importante de l'hygiène publique qui embrasse *la protection des rivières et l'assainissement des villes*.

CHAPITRE II

LA STATION EXPÉRIMENTALE DE LA MADELEINE

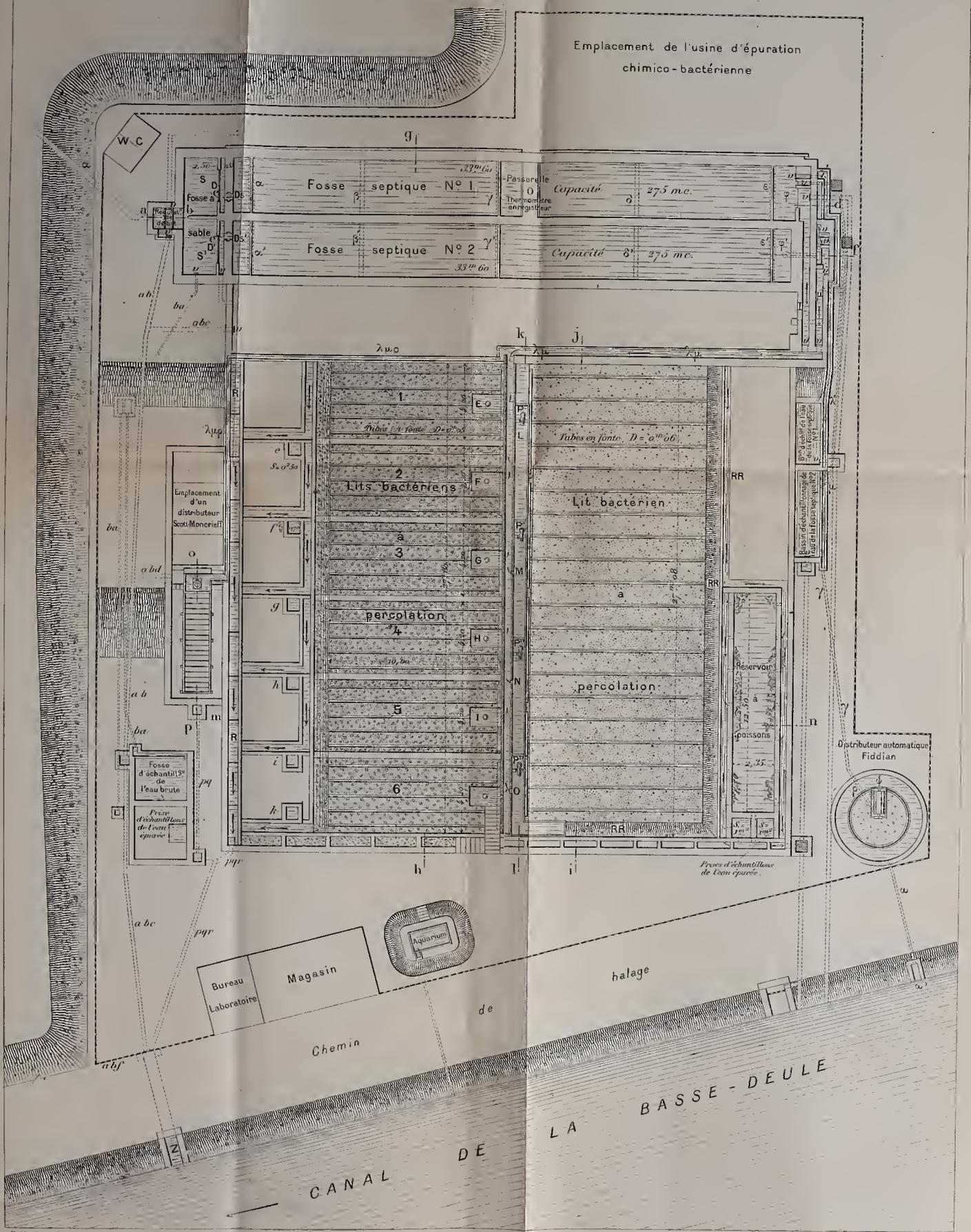
Rappelons d'abord brièvement la description des dispositifs de notre station d'expériences.

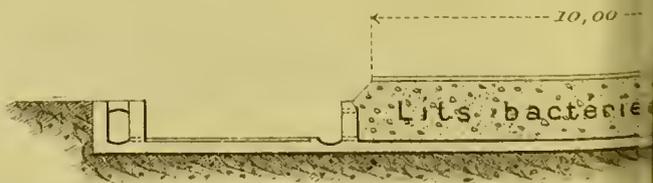
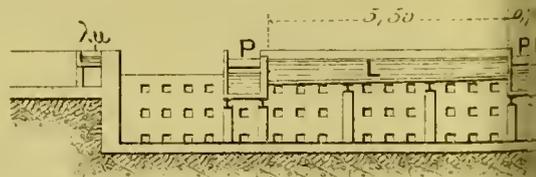
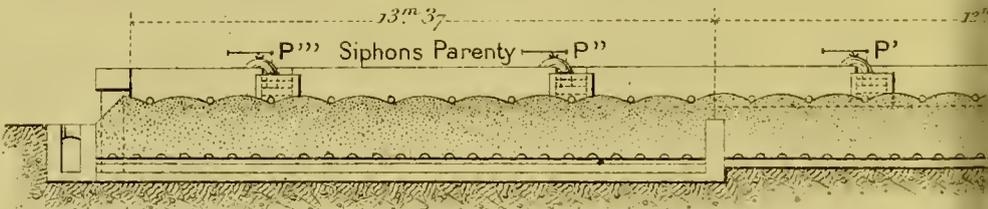
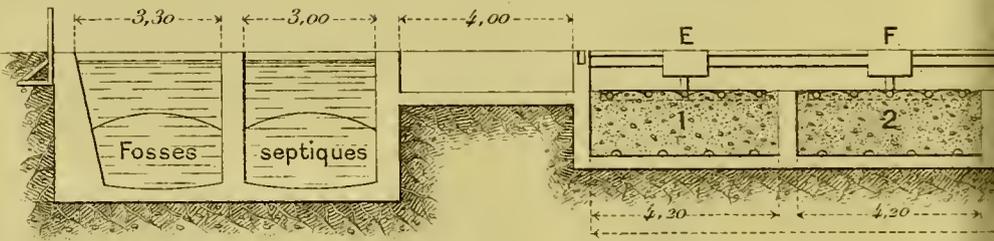
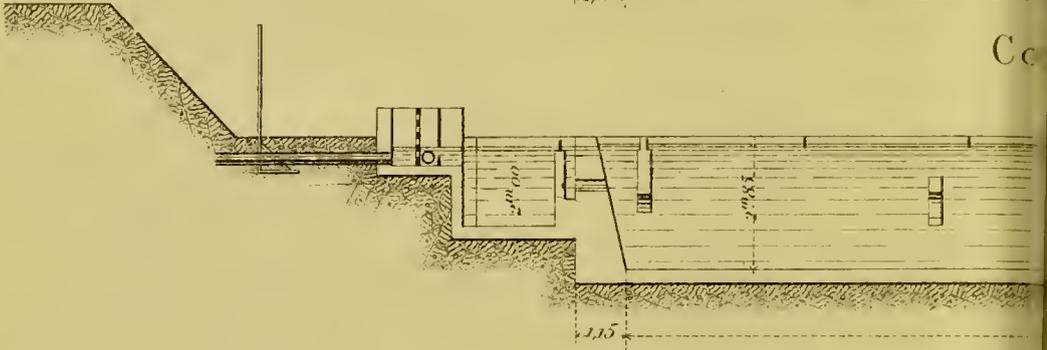
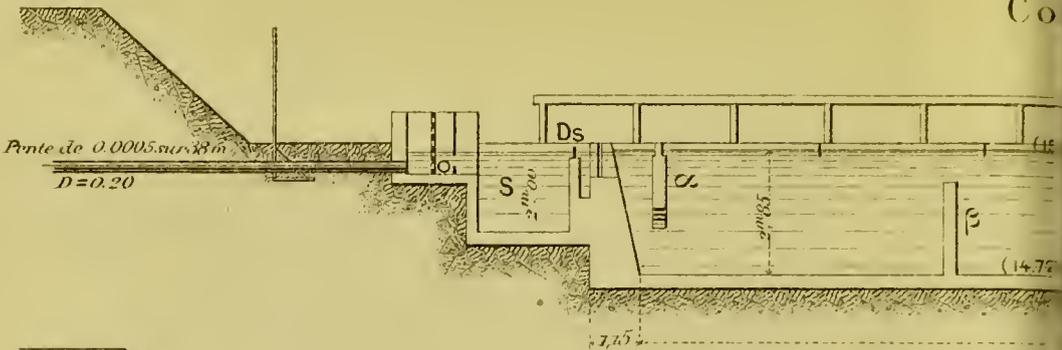
Les eaux résiduaires que nous avons à notre disposition et qui proviennent d'une partie de la ville de la *Madeleine-lez-Lille*, sont dérivées par un barrage dans l'égout qui se déversait primitivement dans la Deûle; elles traversent une grille destinée à retenir les corps flottants volumineux, puis un régulateur système PARENTY, qui règle l'admission des eaux de manière que leur volume n'excède pas celui déterminé pour les expériences. A la sortie du régulateur, les eaux se divisent en deux courants, lesquels traversent d'abord des décanteurs à sables, où elles abandonnent les matières lourdes et imputrescibles (sables, graviers, scories, etc.), pour tomber ensuite dans deux fosses septiques, ouvertes à l'air libre, d'une capacité utile de 282 mètres cubes chacune.

Parallèlement à ces deux fosses se trouve l'ancien bassin collecteur qui est devenu sans utilité depuis le remplacement des lits de contact par les lits à percolation.

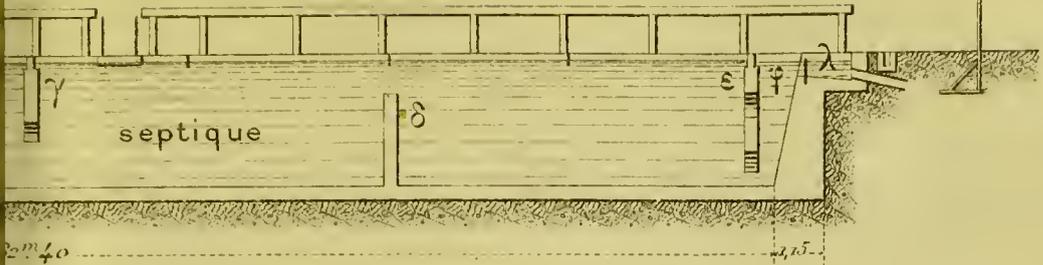
Au sortir des fosses, l'effluent est conduit par un canal perpendiculaire à la direction de celles-ci et, de chaque côté de ce canal, se trouvent les lits bactériens. Les lits bactériens à percolation (côté gauche du plan), alimentés par six réservoirs de chasse avec un siphon PARENTY et cinq siphons automatiques, type GENESTE-HERSCHER, ont été, pour la facilité des expériences que nous désirions poursuivre, partagés par des cloisons en six lits indépendants.

Le lit bactérien n° 1 est constitué par des fragments de tourbe et de pierres calcaires de la grosseur d'un œuf de poule, mélangés dans la proportion de 5 de tourbe pour 1 de

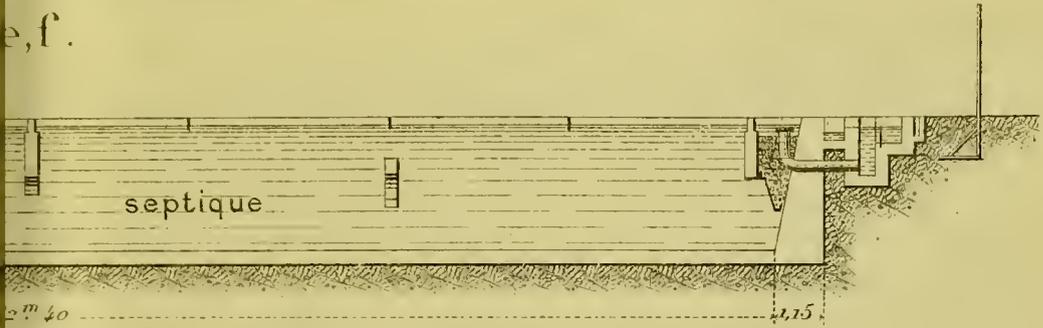




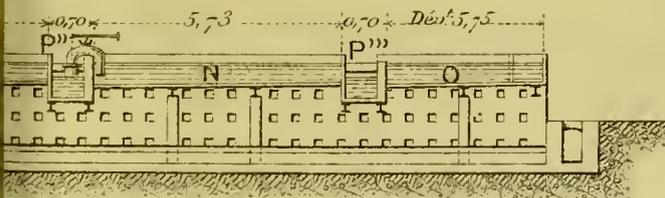
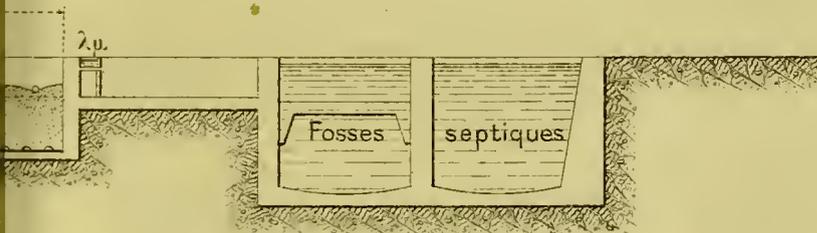
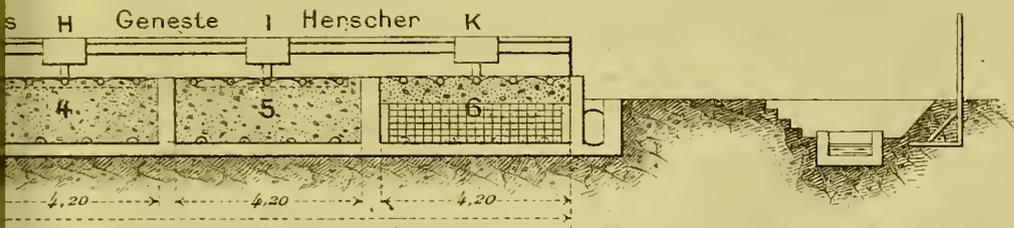
e, d.



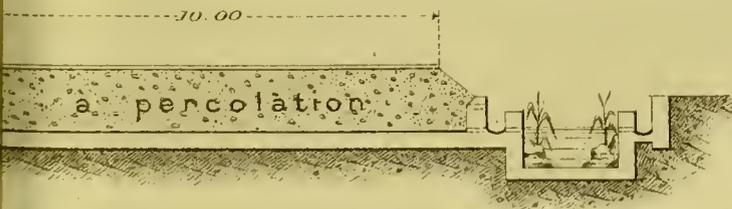
e, f.



g.



h.



pierres calcaires. De plus, pour éviter que les intempéries n'effritent trop rapidement les couches superficielles de la tourbe, le lit est recouvert d'une mince couche de briques cassées.

Le lit bactérien n° 2 est composé de briques cassées en fragments de la grosseur d'un œuf de poule, mélangées aux mêmes pierres calcaires et dans la même proportion que pour le lit n° 1.

Le lit bactérien n° 5 est constitué par un mélange de scories très vitrifiées provenant des usines de la Compagnie Asturienne des Mines, à *Auby* (Nord), criblées pour les débarrasser des poussières, et de pierres calcaires. Les gros fragments de ces scories sont disposés sur les tuiles de drainage, et recouverts en tout venant (sans autre triage spécial qu'un simple criblage pour éliminer la poussière), jusqu'à la surface du lit. Les pierres calcaires sont en morceaux de la grosseur d'un œuf de poule environ.

Le lit bactérien n° 4 est formé par des pierres calcaires concassées, recouvertes d'une couche mince de briquillons pour en éviter l'effritement trop rapide.

Le lit bactérien n° 5 est constitué uniquement de scories vitrifiées d'Auby, placées comme il est indiqué pour le n° 5.

Le lit bactérien n° 6 est construit avec des briques disposées les unes horizontalement, les autres verticalement, par couches alternatives en quinconces, laissant entre elles des espaces vides rectangulaires dans lesquels on a placé un mélange de morceaux de tourbe et de pierres calcaires, comme pour le lit n° 4. Ces cellules de briques sont étagées sur une hauteur de un mètre et recouvertes d'une couche de 40 centimètres de scories pour assurer une meilleure répartition des eaux.

Les lits bactériens figurés à la partie droite du plan, alimentés par des bassins de chasse, avec siphon PARENTY, sont composés de deux tiers de scories et d'un tiers de pierres calcaires; ils n'ont subi, depuis leur construction (décembre 1908), aucune modification ni renouvellement.

Le lit bactérien n° 1 est alimenté par un siphon PARENTY; les lits 2 à 5 par des siphons du type GENESTE-HERSCHER; le n° 6, par un siphon du même type, modifié par M. DEGOIX.

CHAPITRE III

RÉSULTATS ANALYTIQUES DES EXPÉRIENCES DE LA MADELEINE EN 1912-1913

Du 1^{er} juillet 1912 au 30 juin 1913, le contrôle de l'épuration a été fait chaque jour, et les analyses ont porté, comme les années précédentes, sur :

- 1° *L'oxygène emprunté au permanganate en 4 heures ;*
- 2° *L'oxygène emprunté au permanganate en 5 minutes, avant et après incubation à la température de 50 degrés (pour les eaux épurées seulement) ou indice de putrescibilité, que nous avons aussi déterminé par la méthode au bleu de méthylène ;*
- 3° *L'ammoniaque ;*
- 4° *Les nitrates ;*
- 5° *Les nitrites.*

En outre, en octobre et décembre 1912 : février, avril et juin 1913, pendant une période de 7 jours, nous avons effectué les déterminations suivantes :

- 6° *Les matières organiques et minérales en suspension dans l'eau brute ;*
- 7° *L'oxydabilité à chaud au permanganate (matières organiques en solution, double dosage en solution acide et en solution alcaline) ;*
- 8° *L'azote organique total et dissous ;*
- 9° *Le carbone organique total et dissous ;*
- 10° *L'alcalinité.*

Les méthodes employées pour ces analyses ont été décrites en détail et commentées dans le premier supplément de ces recherches.

Comme il est de règle avec les systèmes d'égouts unitaires

tels que celui de la Madeleine, où les eaux résiduaires industrielles viennent se mélanger en grandes quantités aux eaux ménagères, les variations du volume des eaux à épurer sont très grandes. Le débit a varié de 500 à 500 mètres cubes par jour. Nous avons indiqué dans le tableau I les nombres relevés pendant les périodes d'analyses complètes, ainsi que le volume d'eau d'égout traité par mètre carré de lit bactérien par jour.

Les analyses ont toujours été effectuées en prélevant des échantillons moyens de vingt-quatre heures dans les bassins d'échantillonnage. Le tableau 4 indique les résultats fournis par les analyses complètes des cinq périodes de sept jours chacune. Les tableaux II à VI et les graphiques I à IV ont été établis d'après les moyennes par mois.

Comme les deux fosses septiques ont toujours fonctionné parallèlement, nous avons indiqué les résultats obtenus de l'analyse du mélange des deux effluents.

Les lits bactériens à percolation sont désignés de la façon suivante :

Lits A et B, composés de scories et de calcaire, alimentés par siphons Parenty, surface 270 mètres carrés (côté droit du plan).

Les lits de 1 à 6 (côté gauche du plan) ont chacun une surface de 42 mètres carrés.

Lit 1, composé de tourbe et de calcaire recouverts d'une couche de briquillons, alimenté par siphon Parenty.

Lit 2, composé de briquillons et calcaire, alimenté par siphon type Geneste-Herscher comme les lits 5, 4 et 5.

Lit 5, composé de scories vitrifiées et calcaire.

Lit 4, composé de calcaire seul.

Lit 5, composé de scories vitrifiées seules.

Lit 6, cellules de briques avec tourbe et calcaire, recouvertes de scories, alimenté par siphon type Geneste-Herscher modifié par M. Degoix.

Dans le tableau V nous avons porté les modifications produites dans les quantités de certains éléments pendant le séjour dans la fosse septique. Ces modifications se traduisent par des augmentations ou des diminutions de ces éléments. Nous avons relevé le pourcentage d'épuration dans les lits

bactériens, calculé uniquement par rapport à la composition de l'effluent de la fosse septique. Les calculs ont été faits pour l'oxygène absorbé en 4 heures; l'indice d'iode et l'ammoniac sur les moyennes annuelles des déterminations quotidiennes; pour l'oxydabilité à chaud et pour le carbone et l'azote organique dissous, sur les moyennes des périodes d'analyses complètes. Nous n'avons pris en considération le carbone et l'azote organique totaux que pour le travail des fosses septiques.

Matières organiques. — Nous réunissons sous cette rubrique toutes les déterminations qui permettent d'évaluer la teneur en matières organiques des eaux.

Pendant toute l'année nous avons continué à déterminer la quantité d'oxygène et d'iode fixés par les matières organiques contenues dans les eaux. On admet généralement que ces éléments se fixent de préférence sur les matières organiques, mais on sait aussi qu'ils agissent sur certains composés minéraux; la petite quantité ainsi fixée peut généralement être considérée comme négligeable, surtout pour la comparaison des deux méthodes. D'après nos résultats, l'oxygène et l'iode ne se fixent pas avec la même intensité sur les matières organiques ou bien n'agissent pas sur les mêmes matières, car, comme il est indiqué dans le tableau V, si on juge d'après l'indice d'iode on constate un pourcentage d'épuration plus élevé que celui déduit des résultats de détermination de l'oxygène absorbé en 4 heures. En comparant les graphiques 2 et 5 on remarque que les courbes, tout en ayant la même allure, présentent cette différence que les écarts entre les maxima et les minima sont toujours plus importants pour l'indice d'iode que pour l'oxygène absorbé en 4 heures.

Les eaux d'égout de la Madeleine contiennent très peu de matières azotées; néanmoins on constate toujours la dissolution d'une partie de ces matières contenues dans les boues.

Pour le carbone organique on constate un pourcentage d'épuration plus élevé que pour l'azote organique, mais cependant encore notablement inférieur à celui donné par toutes les autres déterminations.

Alcalinité. — L'alcalinité des eaux a été sensiblement la même que celle des années précédentes. On a constaté presque toujours une augmentation pendant le séjour en fosse septique et toujours une diminution par passage sur les lits bactériens.

Les moyennes générales ont été :

	Milligr. par litre	Diminution pour 100	Nitrates
Eau brute	510	"	"
Effluent des fosses septiques. . .	524	"	"
— lits bactériens A et B.	410	21,7	18,7
— du lit bactérien n° 1. . .	456	15,4	8,5
— — 2. . .	456	16,8	17,4
— — 3. . .	416	20,6	21,4
— — 4. . .	599	25,8	24,1
— — 5. . .	416	20,6	25,4
— — 6. . .	448	14,5	12,6

Matières colloïdales. — La méthode de précipitation des matières colloïdales par le talc paraît donner, comme l'année précédente, des résultats différents suivant que les rapports sont calculés d'après les déterminations de l'oxygène absorbé en 4 heures ou d'après l'indice d'iode en ce qui concerne les liquides très pollués (eau d'égout brute et effluent des fosses septiques). Pour les effluents des lits bactériens, les résultats sont plus concordants avec des différences qu'il est difficile d'expliquer.

Marche de l'épuration. — Dans des égouts du système unitaire, la variation de composition des *eaux brutes* est très grande, dépendant principalement de l'abondance des pluies. Aussi la proportion de matière organique varie-t-elle dans des proportions considérables si on en juge par l'oxygène absorbé en 4 heures : 24,1 à 55,4 et par l'indice d'iode 55 à 104. Pour l'ammoniaque les écarts entre le minimum et le maximum sont plus faibles : 15 à 21,7 sans qu'on puisse croire, comme pour la matière organique, à une influence de saisons.

L'effluent des fosses septiques a une composition qui reflète plus ou moins fidèlement celle des eaux brutes. Nous constatons une diminution de l'oxygène absorbé en 4 heures, de l'indice d'iode, de l'oxydabilité à chaud et du carbone orga-

nique dissous; par contre, l'ammoniaque et l'azote organique dissous augmentent, ce dernier assez fortement si on se rend compte de la faible teneur des eaux en matières azotées. Les matières en suspension dans l'eau d'égout se déposent dans les fosses et on constate de ce fait une grande diminution du carbone et de l'azote organique totaux.

Lits bactériens A et B. — Les graphiques montrent combien la composition de l'effluent est constante, le débit ayant varié de 400 à 700 litres environ par mètre carré et par jour. L'épreuve au bleu de méthylène a toujours été négative. La marche de la nitrification a été inférieure à la moyenne de septembre à janvier inclus; pendant les autres mois elle lui a été supérieure, sauf toutefois une anomalie en mai, anomalie qui se présente pour tous les lits et qui, par suite, paraît due à une composition différente de l'eau traitée.

Lit bactérien n° 1. — Les résultats montrent qu'avec la tourbe on ne peut espérer épurer plus de 500 litres par mètre carré et par jour. Si le débit atteint 400 et 500 litres, la nitrification est insuffisante et l'effluent rapidement putrescible. Du reste la nitrification est moins active que dans les autres lits, même avec des débits aussi faibles que 150 litres par mètre carré et par jour.

Lit bactérien n° 2. — Si on excepte la période de septembre à novembre pendant laquelle le lit a fonctionné souvent avec un débit important, atteignant jusqu'à 1000 litres par mètre carré et par jour, on remarque qu'avec des débits de 600 à 900 litres, l'épuration obtenue est très satisfaisante. On peut donc compter que, sur un lit de briquillons et calcaire, on peut épurer environ 750 litres d'effluent de fosse septique par mètre carré et par jour.

Lit bactérien n° 5. — Ce lit a fourni des effluents d'une stabilité remarquable: moins de 1 pour 100 des échantillons soumis à l'épreuve du bleu de méthylène se sont décolorés en 2 jours. Et cela, malgré des débits considérables qui ont atteint jusqu'à 1200 litres par mètre carré et par jour. Les scories très vitrifiées sont donc des matériaux de choix pour la construction des lits bactériens.

Lit bactérien n° 4. — Bien que, pour ce lit, le débit se soit élevé jusqu'à 1000 litres par mètre carré et par jour, les échan-

lillons n'ont pas montré d'indice de putrescibilité à l'incubation (1 pour 100 seulement s'est décoloré en 2 jours). Comme nous l'avons fait remarquer l'an dernier la maturation du lit de pierres calcaires a été assez longue, mais maintenant ces matériaux peuvent être employés en toute confiance.

Lit bactérien n° 5. — Bien que ne contenant pas de pierres calcaires, ce lit a donné des résultats aussi bons que ceux du lit n° 5 et avec les mêmes débits. Il semble donc que, au moins pour les eaux de la Madeleine, les pierres calcaires ne soient pas indispensables pour obtenir une bonne épuration.

Lit bactérien n° 6. — Avec des débits faibles oscillant autour de 500 litres par mètre carré et par jour avec quelques écarts passagers, le lit a donné de bons résultats d'épuration sauf pendant les trois premiers mois de 1915. Pour cette période, le mauvais résultat provient d'un fonctionnement défectueux du siphon et d'une fuite dans la nourrice alimentant les tubes de répartition des eaux à la surface des lits. Une réparation a permis d'obtenir ensuite un bon effluent.

En résumé, les expériences faites en 1912-1915, nous permettent de modifier le classement que nous avons proposé l'an dernier et qui doit être présenté dans l'ordre suivant :

- 1° Scories ordinaires ou vitrifiées avec ou sans pierres calcaires ;
- 2° Briquillons et pierres calcaires ou pierres calcaires seules ;
- 3° Cellules de briques avec tourbe et calcaire recouvertes de scories ;
- 4° Tourbe et calcaire.

Analyses bactériologiques. — Nous avons rapporté dans le précédent volume les moyennes des résultats des analyses bactériologiques de l'effluent des fosses septiques et des effluents des lits bactériens. Nous avons recherché cette année si la teneur microbienne de ces effluents était dépendante de certaines circonstances comme les saisons, ou les conditions de traitement, le débit, ou la composition chimique de l'effluent.

Nous avons opéré une fois par mois, pendant toute l'année, un prélèvement d'échantillons dans les bassins d'échantillon-

nage donnant la composition moyenne des eaux pendant 24 heures. Cette manière de procéder présente bien des inconvénients capables de modifier les résultats dans deux sens opposés : augmentation du nombre de germes par suite du séjour plus ou moins long de l'effluent dans le bassin d'échauffonnage, diminution du nombre des germes par sédimentation. Mais d'autre part il n'est pas possible, si ce n'est dans une installation de très grande importance, d'obtenir un débit régulier de l'effluent qui contient un mélange moyen des parties s'écoulant aussitôt la chasse des bassins d'alimentation des lits bactériens et de celles qui proviennent de l'égouttage des lits un certain temps après la chasse. Pour éviter cette incertitude au moment du prélèvement en ce qui concerne la moyenne de composition de l'effluent, nous avons adopté la méthode indiquée qui avait le grand avantage de donner des résultats comparables les uns aux autres pour un même jour et pour les divers mois de l'année.

Nous avons porté dans le tableau 12, A à H, le nombre par centimètres cubes de germes aérobies, liquéfiant la gélatine, et de *bacterium coli*, le débit le jour du prélèvement, l'oxygène absorbé en 4 heures et les nitrates en milligrammes par litre. Ces nombres nous ont permis d'établir les graphiques 12 A à H.

De l'examen de ces tableaux et graphiques nous pouvons tirer un certain nombre d'observations.

Le nombre de germes contenu dans un effluent ne dépend pas du débit de l'eau qui passe soit dans la fosse septique, soit dans les lits bactériens. On constate bien des cas où l'augmentation de débit correspond à une augmentation du nombre des germes, mais on trouve aussi l'effet inverse, comme pour le lit n° 5 où le minimum de débit correspond au maximum de germes.

Il ne semble pas non plus que les variations de la teneur microbienne de l'effluent des fosses septiques se reproduisent dans celle des effluents des lits bactériens. Ainsi en février l'effluent des fosses septiques est très riche en germes; l'effluent des lits A B, 1, 4 et 6 l'est aussi comparativement, celui des lits 2 et 5 l'est moins, et celui du lit n° 5 est relativement pauvre. En mai, à une forte teneur microbienne de l'effluent

des fosses septiques correspond une teneur très faible pour tous les effluents des lits bactériens.

Par contre, il paraît y avoir une certaine relation entre le nombre des germes et le taux d'oxygène absorbé par l'effluent en 4 heures, principalement pour l'effluent des fosses septiques et pour l'effluent des lits 1, 5 et 6.

Si les nitrates sont souvent en proportion inverse de celle de l'oxygène absorbé en 4 heures, ils ne paraissent pas avoir une influence sur la teneur des effluents en germes microbiens.

Enfin on peut noter qu'au printemps pour tous les effluents de lits bactériens, au printemps et en été pour les effluents de certains lits, la teneur microbienne est plus faible que le reste de l'année. Au contraire les variations du nombre des germes de l'effluent des fosses septiques paraissent indépendantes des saisons.

TABLEAU I. — Périodes d'analyses complètes

DATE DE LA PRISE	NATURE DE L'ÉCHANTILLON	VOLUME MOYEN EN MÈTRES CUBES PAR 24 HEURES PENDANT LES 7 JOURS	VOLUME D'EAU TRAITÉ PAR MÈTRE CARRÉ DE LITS BACTÉRIENS PAR JOUR, EN MÈTRES CUBES	ALCALINITÉ EN CO ₂ Ca	MATIÈRES EN SUSPENSION	
					ORGANIQUES	MINÉRALES
Du 20 au 26 octobre 1912	Eau brute	251,427	»	497	155,5	96
	Effluent des fosses septiques	251,427	»	498	»	»
	Effluent des lits bactériens : A et B	108,122	0,400	574	»	»
	— N° 1	10,296	0,245	450	»	»
	— N° 2	26,660	0,655	455	»	»
	— N° 5	51,142	0,757	595	»	»
	— N° 6	20,154	0,479	576	»	»
Du 8 au 14 décembre 1912	Eau brute	582,248	»	490	165,0	118
	Effluent des fosses septiques	582,248	»	521	»	»
	Effluent des lits bactériens : A et B	147,149	0,514	555	»	»
	— N° 1	20,220	0,481	451	»	»
	— N° 2	52,219	0,767	451	»	»
	— N° 5	42,567	1,015	414	»	»
	— N° 6	56,454	0,861	585	»	»
Du 16 au 22 février 1915	Eau brute	285,466	»	556	214,0	182
	Effluent des fosses septiques	285,466	»	577	»	»
	Effluent des lits bactériens : A et B	126,228	0,467	477	»	»
	— N° 1	18,244	0,454	551	»	»
	— N° 2	25,411	0,605	499	»	»
	— N° 5	52,045	0,765	474	»	»
	— N° 6	22,114	0,528	460	»	»
Du 20 au 26 avril 1915	Eau brute	561,680	»	494	257,0	222
	Effluent des fosses septiques	561,680	»	551	»	»
	Effluents des lits bactériens : A et B	156,745	0,581	451	»	»
	— N° 1	25,851	0,567	490	»	»
	— N° 2	70,965	0,757	424	»	»
	— N° 5	44,444	1,058	455	»	»
	— N° 6	29,470	0,762	411	»	»
Du 22 au 28 juin 1915	Eau brute	282,454	»	516	225,0	242
	Effluent des fosses septiques	282,454	»	494	»	»
	Effluent des lits bactériens : A et B	142,515	0,528	598	»	»
	— N° 1	6,592	0,152	407	»	»
	— N° 2	54,714	0,827	594	»	»
	— N° 5	51,155	0,741	516	»	»
	— N° 6	20,469	0,487	575	»	»

La Madeleine en 1912-1913.

OXYGÈNE ABSORBÉ		MATIÈRES ORGANIQUES Dosage au permanganate en oxygène	CARBONE ORGANIQUE EN C			AMMONIAQUE EN Az II ⁵	AZOTE EN Az			NITRATES EN Az ² O ⁵	NITRITES EN Az ² O ⁵		
EN 4 HEURES	APRÈS 7 JOURS D'INCUBATION À 50 DEGRÉS		EN SOLUTION ACIDE	EN SOLUTION ALCALINE	TOTAL		DISSOUS	EN SUSPENSION	AMMONIACAL			ORGANIQUE	
								TOTAL	DISSOUS	EN SUSPENSION			
15,9	»	107,0	74,0	157,7	99,9	57,8	21,0	17,2	20,5	12,0	8,5	»	»
58,0	»	88,0	61,0	»	47,2	»	20,5	16,6	»	11,9	»	»	»
6,8	12,6	12,5	10,5	»	15,5	»	12,5	2,0	»	2,9	»	41,0	0
15,1	8,5	59,0	28,0	»	28,8	»	8,0	6,5	»	5,6	»	5,7	0,6
17,4	2,2	58,0	35,0	»	51,8	»	9,4	7,9	»	8,4	»	6,2	1,5
11,1	5,5	25,5	16,9	»	24,0	»	1,5	5,5	»	6,0	»	18,0	1,1
15,5	5,6	27,5	19,2	»	26,4	»	1,5	5,7	»	6,5	»	20,0	1,5
11,9	5,4	22,1	17,5	»	15,1	»	1,6	5,7	»	4,8	»	22,0	0,8
12,7	4,4	50,4	20,7	»	21,5	»	7,8	6,4	»	5,4	»	11,0	1,2
27,6	»	85,0	55,0	152,5	60,7	71,8	15,1	12,4	19,5	11,1	8,2	»	»
50,5	»	77,0	50,0	»	55,0	»	15,7	12,8	»	15,7	»	»	»
5,8	1,9	11,1	8,4	»	11,5	»	1,4	1,1	»	5,6	»	11,0	0
11,2	3,7	27,5	19,4	»	20,0	»	6,6	5,4	»	6,4	»	8,1	0
12,1	2,7	29,1	24,6	»	22,9	»	6,5	5,1	»	7,5	»	12,9	0,5
8,1	1,9	16,5	14,1	»	15,7	»	1,8	1,4	»	6,7	»	22,4	1,1
9,0	2,2	21,0	14,7	»	14,5	»	2,3	2,0	»	7,9	»	24,0	0,5
8,2	3,5	17,5	14,4	»	15,1	»	2,7	2,2	»	5,9	»	25,0	1,1
10,5	2,9	25,9	17,6	»	20,5	»	7,4	6,0	»	5,7	»	6,5	0
52,9	»	95,0	62,0	156,0	54,8	101,2	19,2	15,7	21,6	10,8	10,8	»	»
55,0	»	85,0	67,0	»	60,7	»	19,5	16,0	»	12,9	»	»	»
6,9	2,0	15,9	12,5	»	21,6	»	2,8	2,5	»	5,9	»	21	0
18,7	17,8	41,6	54,4	»	55,2	»	9,9	8,1	»	10,9	»	5,5	0
12,5	4,1	28,9	22,2	»	26,7	»	6,2	5,0	»	9,0	»	14,1	0,6
8,9	2,4	29,0	16,8	»	20,5	»	5,7	5,0	»	5,5	»	24,0	0
12,7	5,1	28,6	20,9	»	24,5	»	4,7	5,8	»	7,9	»	21,0	0,8
9,9	5,0	25,5	17,1	»	25,8	»	5,0	4,1	»	6,0	»	18,0	0,5
15,6	6,4	55,1	21,7	»	29,7	»	8,6	7,0	»	7,5	»	10,0	0
51,1	»	75,7	52,9	185,7	46,1	159,6	15,7	11,2	17,4	5,8	11,6	»	»
50,7	»	66,7	50,6	»	62,0	»	14,6	12,0	»	7,0	»	»	»
6,5	2,1	11,6	9,5	»	16,4	»	2,4	2,0	»	2,8	»	25,4	1,1
15,6	8,2	29,8	22,9	»	25,1	»	6,5	5,5	»	3,2	»	9,4	0,8
8,8	2,7	18,0	11,4	»	20,7	»	2,5	1,9	»	4,5	»	24,7	0,8
8,8	2,9	16,6	15,9	»	17,5	»	5,0	2,5	»	5,4	»	20,5	0,4
10,5	2,6	19,5	14,1	»	19,4	»	2,5	2,1	»	5,8	»	24,5	0,6
8,0	2,4	16,2	12,5	»	16,4	»	1,8	1,5	»	5,4	»	22,0	1,1
10,1	5,2	20,9	15,7	»	21,5	»	4,4	5,6	»	4,5	»	10,7	0,7
44,7	»	78,0	56,0	187,1	64,2	152,0	17,9	14,6	18,2	5,7	12,5	»	»
52,8	»	65,0	50,0	»	55,4	»	18,9	15,5	»	5,9	»	»	»
7,6	1,9	12,6	10,1	»	16,0	»	2,4	1,9	»	2,5	»	22,0	0
8,8	2,5	20,6	18,1	»	17,8	»	4,0	3,5	»	5,2	»	16,0	1,1
10,5	2,4	22,5	19,5	»	21,5	»	5,5	2,8	»	5,7	»	29,0	0,5
8,2	2,5	16,9	16,5	»	16,7	»	2,9	2,5	»	5,5	»	19,0	1,1
9,5	2,7	25,4	17,0	»	19,4	»	5,1	2,5	»	2,5	»	52,0	0,7
7,8	2,8	16,4	14,9	»	19,4	»	2,2	1,8	»	2,8	»	27,0	0,5
8,5	2,4	16,5	12,2	»	18,9	»	2,4	1,9	»	4,9	»	25,0	1,2

TABLEAU II. — Oxygène absorbé en 4 heures.

DATES	EAU		LITS BACTÉRIENS						
	BRUTE	FOSSE SEPTIQUE	A et B	N° 1	N° 2	N° 5	N° 4	N° 5	N° 6
Juillet 1912	55,4	41,9	7,5	11,8	16,2	15,5	16,5	15,0	11,8
Août —	48,1	59,6	6,4	11,8	14,5	10,6	12,5	19,6	10,2
Septembre 1912	45,7	57,7	5,4	10,9	17,1	10,1	12,5	9,7	11,6
Octobre —	46,6	40,1	6,5	15,2	17,9	10,5	12,2	9,9	11,7
Novembre —	51,0	50,8	5,6	10,7	15,8	8,8	9,5	8,1	9,7
Décembre —	24,1	27,2	5,5	11,4	11,8	7,6	8,8	7,7	10,1
Janvier 1915	28,7	26,9	6,2	16,5	12,7	8,8	11,0	8,7	12,9
Février —	51,2	55,0	6,4	17,5	12,5	8,9	11,8	9,2	15,5
Mars —	55,4	55,1	6,8	18,2	11,6	10,4	11,7	9,6	18,5
Avril —	50,2	27,9	6,0	12,0	7,9	8,0	9,2	7,2	10,0
Mai —	58,9	55,8	6,7	10,9	10,1	8,7	10,1	7,5	8,5
Juin —	40,5	52,8	7,6	8,8	10,5	8,2	9,5	7,8	8,5
Moyenne annuelle	58,5	55,9	6,4	15,0	15,0	9,5	11,2	9,1	11,4

TABLEAU III. — Indice d'iode.

(en milligrammes d'iode par litre)

DATES	EAU		LITS BACTÉRIENS						
	BRUTE	FOSSE SEPTIQUE	A et B	N° 1	N° 2	N° 5	N° 4	N° 5	N° 6
Juillet 1912	104	85	19	20	20	18	21	17	16
Août —	85	62	8	17	20	14	17	14	14
Septembre 1912	82	62	7	15	24	19	13	12	15
Octobre —	79	70	8	17	25	12	15	15	15
Novembre —	45	44	7	14	18	10	11	10	12
Décembre —	56	59	6	14	15	9	11	11	15
Janvier 1915	58	45	7	21	15	10	15	11	17
Février —	45	47	9	25	16	11	15	12	18
Mars —	40	41	8	24	14	12	14	12	26
Avril —	55	57	6	15	9	9	10	9	15
Mai —	70	56	9	14	15	12	14	11	11
Juin —	69	54	8	12	12	11	12	11	11
Moyenne annuelle	61	55	8	17	17	12	14	12	15

TABLEAU IV. — Ammoniaque.

DATES	EAU		LITS BACTÉRIENS						
	BRUTE	FOSSE SEPTIQUE	A et B	N° 1	N° 2	N° 5	N° 4	N° 5	N° 6
Juillet 1912	21,1	21,7	2,5	7,2	6,6	4,5	5,2	5,1	5,5
Août —	18,4	18,2	1,7	4,5	6,7	2,8	5,5	2,5	5,8
Septembre 1912	21,0	20,8	1,8	5,0	9,6	2,7	4,6	2,8	5,5
Octobre —	21,7	21,6	2,5	7,2	10,5	5,6	4,6	5,7	6,7
Novembre —	19,9	19,5	2,4	7,8	8,5	2,5	5,5	5,2	7,9
Décembre —	16,5	16,5	1,8	7,4	6,5	1,9	2,6	2,6	7,5
Janvier 1915	19,4	19,7	2,2	10,5	7,1	5,5	4,4	4,5	10,5
Février —	20,2	20,5	2,7	12,5	6,9	5,8	4,5	4,4	8,9
Mars —	20,5	20,0	5,1	11,2	5,4	4,8	4,5	4,5	9,7
Avril —	15,0	15,7	2,5	6,5	2,5	5,2	2,7	1,8	4,1
Mai —	17,7	18,9	2,7	6,2	4,1	5,5	4,0	4,6	5,5
Juin —	17,0	18,7	2,8	4,1	5,5	5,2	5,6	2,6	2,5
Moyenne annuelle	19,0	19,2	2,5	7,5	6,4	5,5	5,0	5,1	6,2

TABLEAU V.

	OXYGÈNE absorbé en 4 heures	INDICE d'ode	AMMONIAQUE	OXYDABILITÉ A CHAUD		AZOTE organique	CARBONE organique
				Solu- tion acide	Solu- tion alcaline		
Transformation en fosse septique pour cent.							
Augmentation.	»	»	1,0	»	»	Dissous 41,1	Dissous. 15,0
Diminution . .	11,5	15,2	»	15,1	4,0	Total . . 47,9	Total . 65,1
Coefficients d'épuration pour cent, rapportés à l'effluent des fosses septiques.							
Lits A et B . . .	81,2	84,9	88,4	85,5	82,0	65,0	71,4
Lits 1.	61,7	68,0	61,0	59,9	56,4	57,4	51,6
— 2.	61,7	68,0	66,7	64,1	60,4	51,6	55,2
— 5.	72,0	77,4	82,9	70,5	72,5	49,8	66,4
— 4.	67,0	75,5	79,7	68,5	69,6	42,8	62,2
— 3.	75,2	77,4	85,9	74,9	72,8	51,2	67,5
— 6.	69,4	71,7	67,8	67,4	68,8	44,8	59,4

TABLEAU VI. — Nitrates, Nitrites.

DATES	LITS A et B		LIT N° 1		LIT N° 2		LIT N° 3		LIT N° 4		LIT N° 5		LIT N° 6	
	Nitrates	Nitrites	Nitrates	Nitrites	Nitrates	Nitrites	Nitrates	Nitrites	Nitrates	Nitrites	Nitrates	Nitrites	Nitrates	Nitrites
Juillet 1912	21,0	traces	6,1	0,5	20,0	1,6	19,0	1,6	17,0	2,5	22,0	2,8	12,7	0,5
Août —	19,0	0	6,2	0,5	6,0	0,8	19,0	1,0	19,0	1,4	22,0	1,4	14,1	0,5
Septembre 1912. . .	15,0	0	11,0	0,7	4,5	traces	22,0	0,7	17,0	1,0	28,0	0,6	12,0	0,6
Octobre —	14,0	0	6,6	0,5	4,0	0,6	19,0	1,0	20,0	1,5	22,0	0,8	11,2	1,6
Novembre —	14,0	0	6,2	0,5	8,5	0,8	19,5	0,7	25,0	0,8	21,0	0,5	10,5	0,5
Décembre —	15,0	0	9,2	1,1	14,0	1,5	25,0	0,4	25,0	0,8	25,0	traces	9,7	0,9
Janvier 1915. . . .	17,0	0	5,1	1,0	16,0	1,6	25,0	0,5	22,0	1,7	20,0	0,4	9,6	0,5
Février —	21,0	traces	5,7	0,5	14,5	1,1	19,0	traces	20,0	1,5	17,0	0,5	9,5	0,5
Mars —	24,0	0	6,4	0	22,0	0,6	16,0	0,5	22,0	1,5	21,0	0,5	9,0	0
Avril —	25,0	0	9,5	0,5	28,0	0,9	20,0	0,6	25,0	0,8	25,0	0,5	22,0	0,5
Mai —	18,0	0	8,0	traces	21,0	1,2	16,0	2,9	21,0	1,0	20,0	traces	16,0	0,4
Juin —	22,0	0	16,0	traces	29,0	0,5	19,0	traces	52,0	0,7	27,0	0,5	25,0	1,2
Moyenne annuelle	19,0	0	7,9	0,5	15,6	0,9	19,5	0,8	22,0	1,2	22,0	0,7	15,2	0,6

TABLEAU VII. — Oxygène absorbé en 3 minutes.

DATES	LITS A et B		LIT N° 1		LIT N° 2		LIT N° 3		LIT N° 4		LIT N° 5		LIT N° 6	
	Avant incubation	Après incubation	Avant incubation	Après incubation	Avant incubation	Après incubation	Avant incubation	Après incubation	Avant incubation	Après incubation	Avant incubation	Après incubation	Avant incubation	Après incubation
	Juillet 1912	2,7	2,8	5,6	6,4	6,0	4,7	5,1	4,2	6,5	5,5	5,1	5,8	4,7
Août —	2,5	2,1	4,6	6,9	5,7	6,4	5,8	5,3	4,9	5,3	5,7	5,2	4,1	5,0
Septembre 1912 . .	2,0	1,9	4,2	5,7	6,7	15,1	5,8	5,5	4,6	5,6	5,6	5,4	4,2	5,5
Octobre —	2,4	2,4	5,2	5,6	7,5	12,0	4,0	5,2	4,6	5,5	5,8	5,2	4,6	5,7
Novembre —	1,9	2,0	4,7	6,5	5,8	7,1	5,5	2,4	5,5	2,7	5,0	5,0	5,7	5,1
Décembre —	1,8	1,8	4,1	5,1	4,0	5,4	2,6	1,9	2,9	2,3	2,9	2,5	3,7	5,2
Janvier 1915	2,2	1,5	6,2	12,8	4,5	4,6	5,5	2,4	5,8	2,9	5,2	2,4	5,0	6,9
Février —	2,4	1,8	7,0	11,9	4,6	4,4	5,2	2,5	4,2	5,5	5,5	2,9	5,1	7,5
Mars —	2,4	1,8	7,5	14,6	4,2	5,9	5,6	5,4	4,4	5,5	5,6	5,6	8,1	21,4
Avril —	1,9	1,8	4,6	6,2	2,8	2,5	2,8	2,7	5,2	2,4	2,6	2,2	5,4	2,7
Mai —	2,5	2,1	5,9	4,6	5,6	2,8	5,0	2,7	5,5	2,9	2,7	2,6	2,9	2,5
Juin —	2,5	1,9	5,1	2,5	5,5	2,4	2,9	2,5	5,4	2,7	2,8	2,9	2,9	2,4
Moyenne annuelle	2,2	2,0	5,1	7,2	4,9	5,6	5,4	2,9	4,1	5,2	5,4	2,9	4,4	5,5

TABLEAU VIII. — Putrescibilité.

(Détermination au bleu de méthylène.)

DATES	LIT bactérien N° 1		LIT bactérien N° 2		LIT bactérien N° 3		LIT bactérien N° 4		LIT bactérien N° 5		LIT bactérien N° 6	
	DÉCOLORÉ		DÉCOLORÉ		DÉCOLORÉ		DÉCOLORÉ		DÉCOLORÉ		DÉCOLORÉ	
	En 1	En 2										
	jour	jours										
Juillet 1912	6/26	9/26	0/26	0/26	0/26	0/26	2/26	2/26	0/26	0/26	0/26	0/26
Août —	5/24	5/24	4/24	6/24	0/24	0/24	0/24	0/24	0/24	0/24	0/24	0/24
Septembre 1912 . .	0/22	0/22	16/22	18/22	0/22	0/22	0/22	0/22	0/22	0/22	0/22	0/22
Octobre —	2/24	8/24	11/24	19/24	0/24	0/24	0/24	0/24	0/24	0/24	0/24	0/24
Novembre —	4/22	6/22	5/22	10/22	0/22	0/22	0/22	0/22	0/22	0/22	0/22	0/22
Décembre —	5/27	8/27	0/27	2/27	0/27	0/27	0/27	0/27	0/27	0/27	0/27	1/27
Janvier 1915	12/25	17/25	6/25	6/25	0/25	0/25	0/25	0/25	0/25	0/25	9/25	14/25
Février —	18/24	22/24	1/24	4/24	0/24	0/24	1/24	1/24	0/24	0/24	7/24	9/24
Mars —	22/22	22/22	1/22	2/22	1/22	2/22	0/22	0/22	1/22	2/22	8/9	9/9
Avril —	12/28	14/28	0/28	0/28	0/28	0/28	0/28	0/28	0/28	0/28	0/28	0/28
Mai —	7/27	9/27	0/27	0/27	0/27	0/27	0/27	0/27	0/27	0/27	0/27	0/27
Juin —	0/18	0/18	0/18	0/18	0/18	0/18	0/18	0/18	0/18	0/18	0/18	0/18
Moyenne annuelle	51,0	41,8	15,5	25,5	0,5	0,7	1,0	1,0	0,5	0,7	5,4	6,9

TABLEAU IX. — Analyse des effluents des lits bactériens avant et après 7 jours d'incubation à 30°.

PÉRIODES	OXYGÈNE ABSORBÉ EN 5 MINUTES		AMMONIAQUE		NITRATES		NITRITES	
	AVANT incubation	APRÈS incubation	AVANT incubation	APRÈS incubation	AVANT incubation	APRÈS incubation	AVANT incubation	APRÈS incubation
<i>Lits bactériens A et B.</i>								
Du 20 au 26 Oct. 1912	2,6	2,6	2,5	1,7	14,0	15,0	0	1,6
— 8 au 14 Déc. —	2,5	1,9	1,4	0,5	11,0	12,0	0	0,7
— 16 au 22 Fév. 1912	2,5	2,0	2,8	2,4	21,0	18,5	0	1,2
— 20 au 26 Avril —	2,2	2,1	2,4	0,6	27,4	22,0	0,1	5,1
— 22 au 28 Juin —	2,5	1,9	2,4	0,2	24,0	22,0	0	2,5
Moyenne	2,4	2,1	2,5	1,0	18,7	17,5	0	1,8
<i>Lit bactérien N° 1.</i>								
Du 20 au 26 Oct. 1912	6,1	8,5	8,0	9,0	5,7	5,8	0,6	0
— 8 au 14 Déc. —	4,5	5,7	6,6	7,6	8,1	4,0	0	0
— 16 au 22 Fév. 1915	9,5	17,8	9,9	12,7	5,5	8,1	0	0
— 20 au 26 Avril —	5,4	8,2	6,5	7,7	9,4	9,4	0,8	0,5
— 22 au 28 Juin —	5,2	2,5	4,0	4,1	14,0	10,0	0,5	2,5
Moyenne	5,7	8,1	7	8,2	8,5	7,1	0,5	0,6
<i>Lit bactérien N° 2.</i>								
Du 20 au 26 Oct. 1912	6,9	9,5	9,7	11,9	6,2	5,8	1,5	0
— 8 au 14 Déc. —	4,2	2,7	6,5	7,9	12,9	5,5	0,5	traces
— 16 au 22 Fév. 1915	4,8	4,1	6,2	7,7	14,1	6,9	0,6	traces
— 20 au 26 Avril —	5,1	2,7	2,5	1,2	24,7	21,0	0,8	5,2
— 22 au 28 Juin —	5,6	2,6	5,5	5,6	29,0	25,0	0,5	5,0
Moyenne	4,5	4,5	5,6	6,5	17,4	12,4	0,7	1,5
<i>Lit bactérien N° 3.</i>								
Du 20 au 26 Oct. 1912	4,5	5,6	4,5	4,7	48,0	14,7	1,4	2,2
— 8 au 14 Déc. —	2,7	1,9	1,8	1,2	22,1	22,0	traces	2,6
— 16 au 22 Fév. 1915	5,5	2,4	5,7	5,5	24,0	17,0	0	1,8
— 20 au 26 Avril —	2,9	2,9	5,0	1,6	20,5	15,2	0,4	5,2
— 22 au 28 Juin —	2,9	2,5	2,9	2,2	22,5	20,0	traces	4,4
Moyenne	3,5	2,6	3,1	2,6	21,4	17,8	0,4	2,8
<i>Lit bactérien N° 4.</i>								
Du 20 au 26 Oct. 1912	7,1	5,6	4,5	5,5	20,0	15,2	1,5	1,7
— 8 au 14 Déc. —	5,5	2,2	2,5	2,5	24,0	17,0	0,5	4,5
— 16 au 22 Fév. 1915	4,8	5,1	4,7	5,7	21,0	14,0	0,8	0,5
— 20 au 26 Avril —	5,5	2,6	2,5	1,5	24,5	24,0	0,6	5,0
— 22 au 28 Juin —	5,7	2,8	5,1	2,8	51,0	25,0	0,8	4,2
Moyenne	4,5	2,9	3,5	3,5	24,1	18,6	0,8	2,9
<i>Lit bactérien N° 5.</i>								
Du 20 au 26 Oct. 1912	4,2	5,4	4,6	4,6	22,0	15,4	0,8	1,5
— 8 au 14 Déc. —	5,0	2,5	2,7	5,5	25,0	17,0	traces	2,0
— 16 au 22 Fév. 1915	5,4	5,0	5,0	4,9	18,0	12,7	0,5	1,1
— 20 au 26 Avril —	2,8	2,4	1,8	0,6	22,0	19,0	traces	1,9
— 22 au 28 Juin —	2,7	2,3	2,2	1,2	52,0	27,0	traces	5,8
Moyenne	3,2	2,7	3,5	2,9	25,4	18,2	0,5	2,1
<i>Lit bactérien N° 6.</i>								
Du 20 au 26 Oct. 1912	5,5	4,4	7,8	7,8	11,0	5,2	4,2	0,9
— 8 au 14 Déc. —	4,0	2,9	7,4	7,5	6,5	9,1	0	0,7
— 16 au 22 Fév. 1915	5,1	6,4	8,6	10,7	10,0	8,5	0	0
— 20 au 26 Avril —	5,2	5,2	4,4	5,9	10,7	15,5	0,7	2,2
— 22 au 28 Juin —	5,0	2,4	2,4	1,5	25,0	25,0	4,2	5,1
Moyenne	4,2	5,9	6,1	5,8	12,6	11,8	0,6	1,8

TABLEAU N. — Précipitation par le talc.

PÉRIODES	EAU BRUTE		FOSSE SEPTIQUE		LITS A ET B		LIT N° 1		LIT N° 2		LIT N° 3		LIT N° 4		LIT N° 5		LIT N° 6	
	AVANT	APRÈS	AVANT	APRÈS	AVANT	APRÈS	AVANT	APRÈS	AVANT	APRÈS	AVANT	APRÈS	AVANT	APRÈS	AVANT	APRÈS	AVANT	APRÈS
Du 20 au 26 Oct. 1912	65,9	18,5	58,0	16,5	6,8	5,8	45,1	7,9	17,4	8,5	11,1	7,2	15,8	7,2	11,9	7,4	12,7	7,7
— 8 au 14 Déc. —	27,6	11,8	50,5	10,8	5,8	4,8	11,2	5,2	12,1	5,7	8,1	5,2	9,0	5,2	8,2	5,1	10,5	5,5
— 16 au 22 Fév. 1915	52,9	12,2	55,0	12,9	6,9	4,7	48,7	8,0	12,5	6,4	8,9	5,5	15,7	6,7	9,9	5,7	15,6	6,6
— 20 au 26 Avril —	51,1	45,7	50,7	12,9	6,5	5,1	15,6	7,7	8,8	6,1	8,8	6,6	10,5	6,0	8,0	6,0	10,1	6,9
— 22 au 28 Juin —	44,7	14,6	52,7	15,2	6,4	4,6	9,0	5,7	10,4	6,0	8,4	6,4	9,8	5,9	8,0	5,7	8,1	5,8
Moyenne	56,0	14,1	55,0	15,5	6,4	5,0	15,5	6,9	12,2	6,4	9,1	6,2	11,5	6,2	9,2	5,9	11,0	6,5

PÉRIODES	Oxygène absorbé en 4 heures.		Indice d'Iode.	
	AVANT	APRÈS	AVANT	APRÈS
Du 20 au 26 Oct. 1912	68	55	75	55
— 8 au 14 Déc. —	40	27	44	28
— 16 au 22 Fév. 1915	41	50	49	59
— 20 au 26 Avr. —	40	29	41	29
— 22 au 28 Juin —	64	55	56	49
Moyenne	51	40	55	40

TABLEAU XI. — Précipitation par le talc.

		EAU BRUTE	FOSSE SEPTIQUE	LITS BACTÉRIENS							
				A et B	N° 1	N° 2	N° 3	N° 4	N° 5	N° 6	
Oxygène absorbé en 4 heures (en milligram. par litre).	Matières oxydables :										
	totales.	56,0	55,0	6,4	15,5	12,2	9,4	11,5	9,2	11,0	
	dissoutes	14,1	15,5	5,0	6,9	6,4	6,2	6,2	5,9	6,5	
	précipitées	21,9	19,7	1,4	6,6	5,8	2,9	5,1	5,5	4,5	
	<i>Proportion pour 100.</i>										
	Matières dissoutes	59,2	40,5	78,1	51,1	52,5	68,1	54,9	64,4	59,4	
	— précipitées	60,8	59,7	21,9	48,9	47,5	51,9	45,1	35,9	40,9	
Indice d'iode (en milligram. d'iode par litre).	Iode fixé par les matières organiques :										
	totales.	51	55	8	18	16	12	14	15	15	
	dissoutes	40	40	7	12	9	8	9	9	9	
	précipitées.	11	15	1	6	7	4	5	4	6	
		<i>Proportion pour 100</i>									
		Iode fixé par les matières organiques :									
	dissoutes.	78	75	87	67	55	67	64	69	60	
	précipitées.	22	24	15	55	44	55	76	51	40	

TABLEAU XII. — Analyses bactériologiques.

A. — FOSSE SEPTIQUE

DATES	NOMBRE DE GERMES PAR CENTIMÈTRE CUBE			DÉBIT TOTAL EN MÈTRES CUBES PAR JOUR	OXYGÈNE ABSORBÉ EN 4 HEURES	NITRATES		
	AÉROBES	LOUÉFIANTS	BACTERIUM COLI				en milligrammes par litre	
28 Novembre 1912.	4 500 000	4 250 000	10 000	400	50,6	néant.		
27 Décembre —	2 600 000	150 000	1 000	542	25,6	»		
50 Janvier 1915.	1 280 000	1 060 000	10 000	566	28,1	»		
26 Février —	5 900 000	400 000	10 000	515	58,1	»		
51 Mars —	1 270 000	240 000	1 000	415	19,2	»		
50 Avril —	5 200 000	120 000	400	291	27,6	»		
21 Mai	5 800 000	1 600 000	100 000	572	58,0	»		
18 Juin —	4 400 000	200 000	100	515	55,2	»		
8 Juillet —	1 820 000	150 000	10 000	515	57,2	»		
19 Août —	4 100 000	2 500 000	1 000	551	48,0	»		
16 Septembre —	2 950 000	10 000	10 000	275	46,8	»		
21 Octobre —	920 000	75 000	100 000	265	45,8	»		

B. — LITS A ET B

DATES	NOMBRE DE GERMES PAR CENTIMÈTRE CUBE			DÉBIT PAR MÈTRE CARRÉ ET PAR JOUR	OXYGÈNE ABSORBÉ EN 4 HEURES	NITRATES
	AÉROBES	LIQUÉFIANTS	BACTERIUM COLI			
28 Novembre 1912.	600	90	1	Litres 644	3,2	7
27 Décembre —	570	540	1	490	5,0	27
50 Janvier 1915.	6 100	1 400	10	552	8,0	29
26 Février —	275 000	59 850	100	516	8,0	24
51 Mars —	18 000	2 000	10	790	4,8	54
50 Avril —	188 000	5 600	10	466	7,6	20
21 Mai —	1 700	900	10	705	6,2	45
18 Juin —	800	450	100	591	8,4	21
8 Juillet —	2 500	506	10	574	8,0	16
19 Août —	8 200	6 700	10	609	8,4	22
16 Septembre —	41 600	150	1	572	8,4	14
21 Octobre —	4 800	1 400	100	555	9,2	51

C. — LIT N° 1

DATES	NOMBRE DE GERMES PAR CENTIMÈTRE CUBE			DÉBIT PAR MÈTRE CARRÉ ET PAR JOUR	OXYGÈNE ABSORBÉ EN 4 HEURES	NITRATES
	AÉROBES	LIQUÉFIANTS	BACTERIUM COLI			
28 Novembre 1912.	45 000	5 000	100	Litres 477	9,6	7
27 Décembre —	120 000	88 000	1 000	511	15,8	2,5
30 Janvier 1915	800 000	570 000	1 000	452	15,0	9
26 Février —	855 400	274 600	1 000	446	18,0	3
51 Mars —	164 000	20 000	100	544	16,2	6
50 Avril —	460 000	80 000	100	556	18,8	8
21 Mai —	1 200	200	100	450	9,0	16
18 Juin —	45 000	5 800	100	479	8,8	19
8 Juillet —	2 0 000	9 600	1 000	458	10,0	15
19 Août —	520 000	110 000	1	485	11,8	6
16 Septembre 1915.	124 000	12 000	10	466	11,4	12
21 Octobre —	550 000	16 000	1 000	479	11,2	26

D. — LIT N° 2

DATES	NOMBRE DE GERMES PAR CENTIMÈTRE CUBE			DÉBIT PAR MÈTRE CARRÉ ET PAR JOUR	OXYGÈNE ABSORBÉ EN 4 HEURES	NITRATES		
	AÉROBES	LIQUÉFIANTS	BACTERIUM COLI				en milligrammes par litre	
							Litres	
28 Novembre 1912.	248 000	180 000	1 000	995	12,8	11		
27 Décembre —	178 000	152 000	1 000	802	11,4	5		
30 Janvier 1915	750 000	480 000	1 000	915	11,8	27		
26 Février —	499 000	167 900	100	764	12,4	25		
31 Mars —	590 000	68 000	1 000	864	9,0	21		
30 Avril —	50 000	7 000	100	671	10,2	16		
21 Mai —	4 100	850	100	686	11,4	16		
18 Juin —	27 000	9 400	100	552	9,6	50		
8 Juillet —	188 000	11 000	1 000	849	10,6	27		
19 Août —	650 000	150 000	1 000	897	13,6	15		
16 Septembre 1915.	580 000	16 800	1 000	755	15,0	11		
21 Octobre —	510 000	150 000	100	602	15,0	22		

E. — LIT N° 5

DATES	NOMBRE DE GERMES PAR CENTIMÈTRE CUBE			DÉBIT PAR MÈTRE CARRÉ ET PAR JOUR	OXYGÈNE ABSORBÉ EN 4 HEURES	NITRATES		
	AÉROBES	LIQUÉFIANTS	BACTERIUM COLI				en milligrammes par litre	
							Litres	
28 Novembre 1912.	48 000	7 000	100	1 187	7,8	23		
27 Décembre —	52 500	8 700	1 000	797	9,6	18		
30 Janvier 1915.	570 000	550 000	100	1 142	9,2	41		
26 Février —	208 000	29 000	100	770	9,8	15		
31 Mars —	560 000	410 000	100	1 258	10,2	41		
30 Avril —	65 000	5 000	100	761	9,6	15		
21 Mai —	890	220	100	992	8,6	28		
18 Juin —	26 000	5 100	100	788	8,0	22		
8 Juillet —	40 000	50 000	100	886	10,2	21		
19 Août —	740 000	250 000	1 000	1 054	14,6	5		
16 Septembre 1915.	925 000	87 000	100	408	15,8	7		
21 Octobre —	570 000	72 000	1 000	598	12,4	26		

F. — LIT N° 4

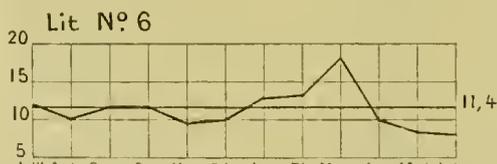
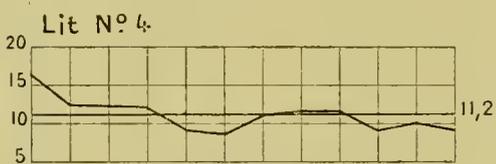
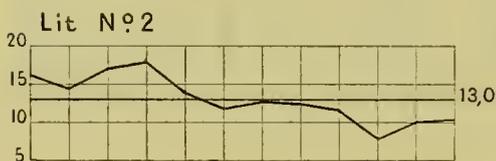
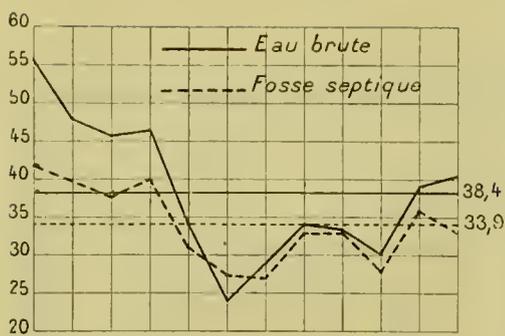
DATES	NOMBRE DE GERMES PAR CENTIMÈTRE CUBE			DÉBIT PAR MÈTRE CARRÉ ET PAR JOUR	OXYGÈNE ABSORBÉ EN 4 HEURES	NITRATES
	AÉROBES	LIQUÉFIANTS	BACTERIUM COLI			
					en milligrammes par litre	
28 Novembre 1912	65 000	22 000	100	Litres 757		22
27 Décembre —	18 500	11 200	10	994	10,4	16
30 Janvier 1915.	680 000	260 000	1 000	1 005	11,8	27
26 Février —	806 000	88 000	1 000	609	12,4	15
31 Mars —	528 000	65 000	1 000	1 005	9,8	19
30 Avril —	53 000	1 000	10	470	10,8	17
21 Mai —	2 500	290	100	609	12,6	26
18 Juin —	42 600	11 200	100	551	8,6	27
8 Juillet —	250 000	52 000	10	514	12,0	27
19 Août —	860 000	520 000	1 000	651	14,6	26
16 Septembre 1915	588 000	54 200	100	566	14,4	17
21 Octobre —	568 000	175 000	100	497	15,8	27.

G. — LIT N° 5

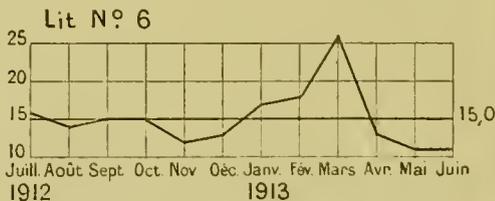
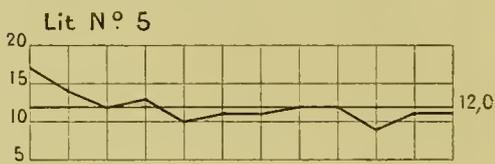
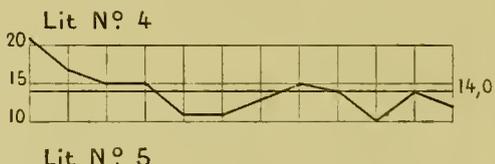
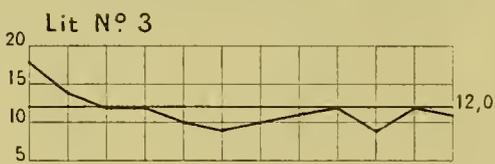
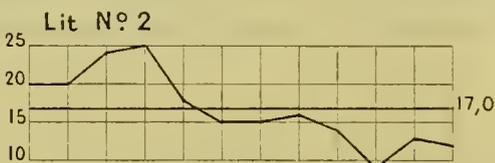
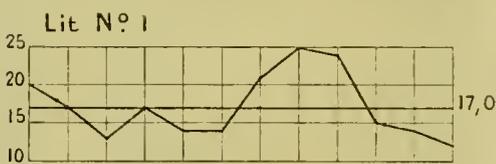
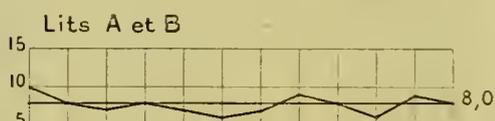
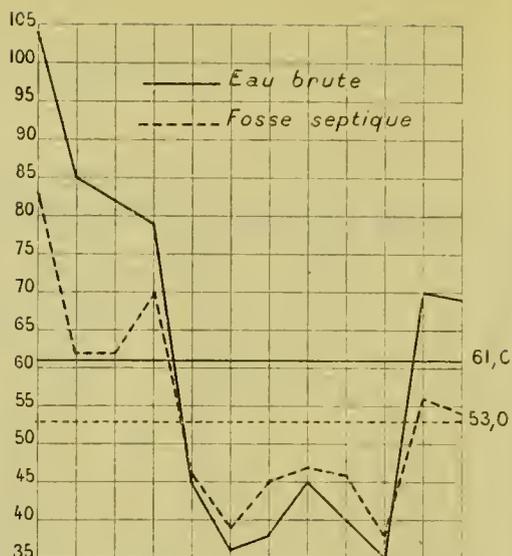
DATES	NOMBRE DE GERMES PAR CENTIMÈTRE CUBE			DÉBIT PAR MÈTRE CARRÉ ET PAR JOUR	OXYGÈNE ABSORBÉ EN 4 HEURES	NITRATES
	AÉROBES	LIQUÉFIANTS	BACTERIUM COLI			
					en milligrammes par litres	
28 Novembre 1912.	11 000	5 000	10	Litres 956	7,2	20
27 Décembre —	14 200	4 590	10	1 168	9,6	14
30 Janvier 1915.	630 000	470 000	100	815	9,6	35
26 Février —	22 000	1 580	10	961	10,0	5,5
31 Mars —	115 000	70 000	1 000	908	8,4	15
30 Avril —	66 500	7 000	10	654	9,4	12
21 Mai —	5 400	2 100	1	955	7,8	15
18 Juin —	9 200	1 100	1	986	8,8	51
8 Juillet —	81 000	8 600	1 000	877	9,4	27
19 Août —	70 000	9 000	100	994	12,8	28
16 Septembre —	148 000	8 600	10	456	12,0	15
21 Octobre —	560 000	151 000	1 000	472	15,4	17

H. — LIT N° 6

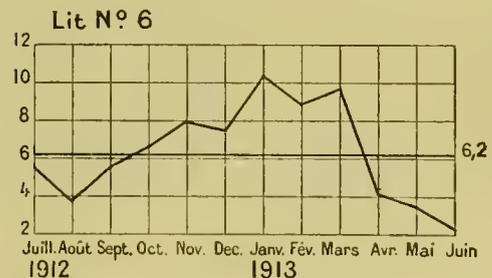
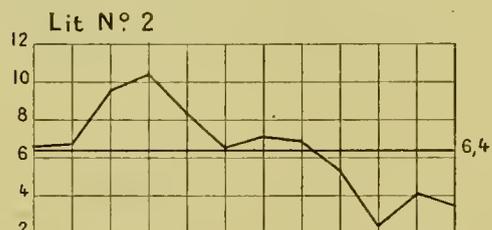
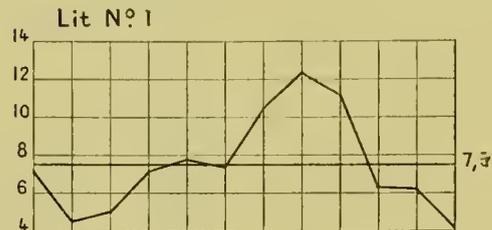
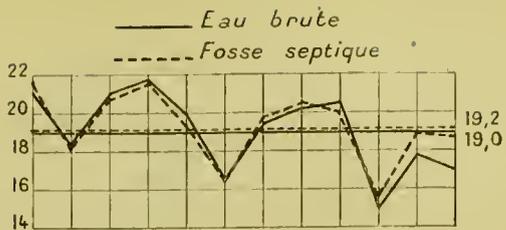
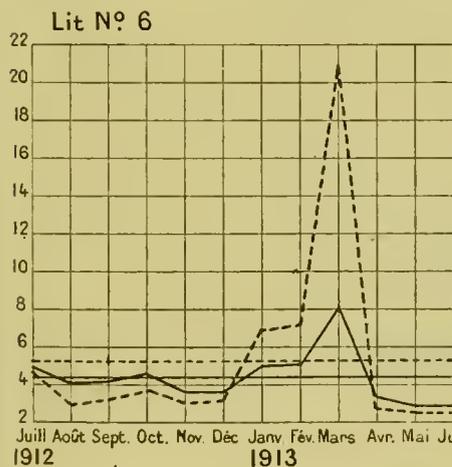
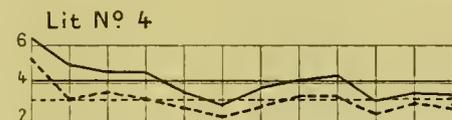
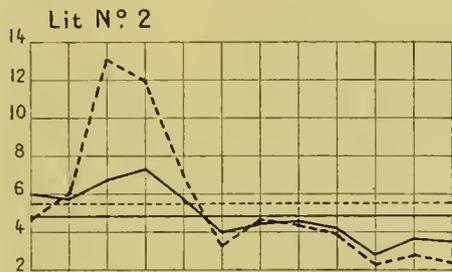
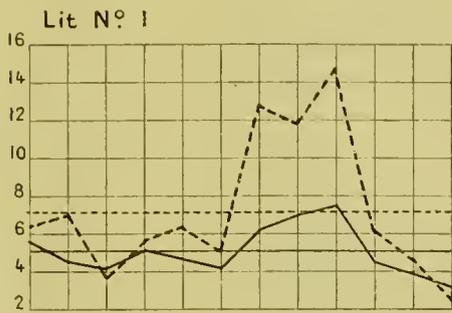
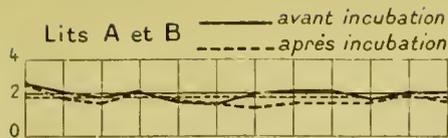
DATES	NOMBRE DE GERMES PAR CENTIMÈTRE CUBE			DÉBIT PAR MÈTRE CARRÉ ET PAR JOUR	OXYGÈNE ABSORBÉ EN 4 HEURES	NITRATES
	AÉROBILES	LIQUÉFIANTS	BACTERIUM COLI			
28 Novembre 1912.	80 000	15 000	1 000	Litres 852	11,0	8
27 Décembre —	5 700	5 500	40	722	10,8	5,5
50 Janvier 1915.	420 000	220 000	1 000	604	10,4	27
26 Février —	712 000	456 000	1 000	468	15,0	2
51 Mars —	»	»	»	»	»	»
50 Avril —	57 500	2 000	1	711	10,0	10
21 Mai —	4 800	5 600	1	491	7,8	41
18 Juin —	14 000	1 500	1	491	8,2	18
8 Juillet —	22 000	5 200	100	578	9,6	15
19 Août —	21 000	6 800	1 000	496	9,6	50
16 Septembre —	41 000	1 800	1 000	584	9,8	21
21 Octobre —	550 000	20 000	1 000	406	15,2	22



Graphique n° 1. — Oxygène absorbé en 4 heures.

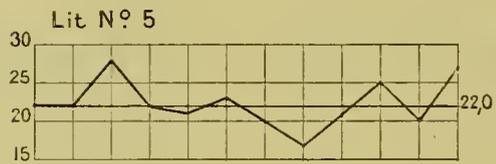
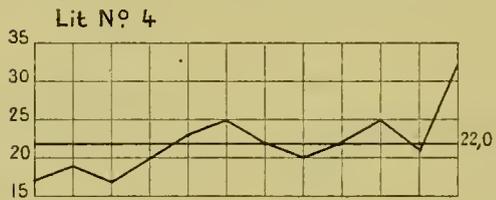
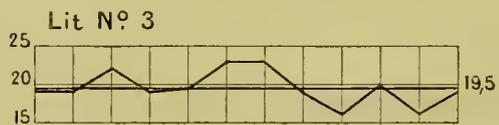
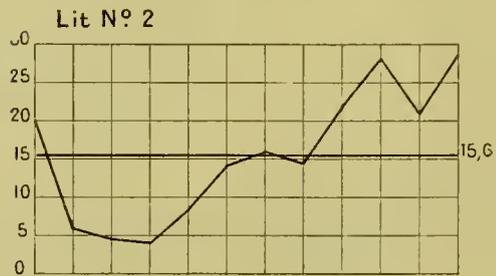
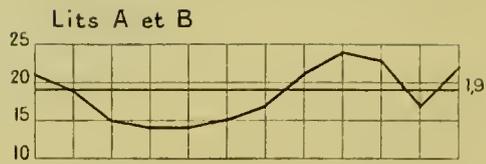


Graphique n° 2. — Indice d'iode.



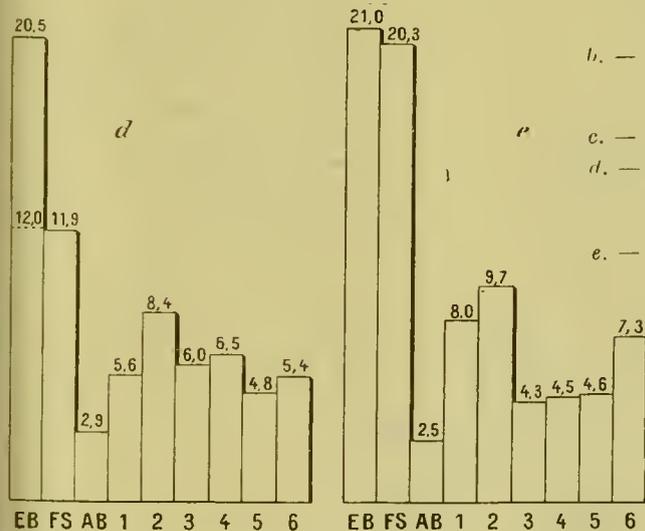
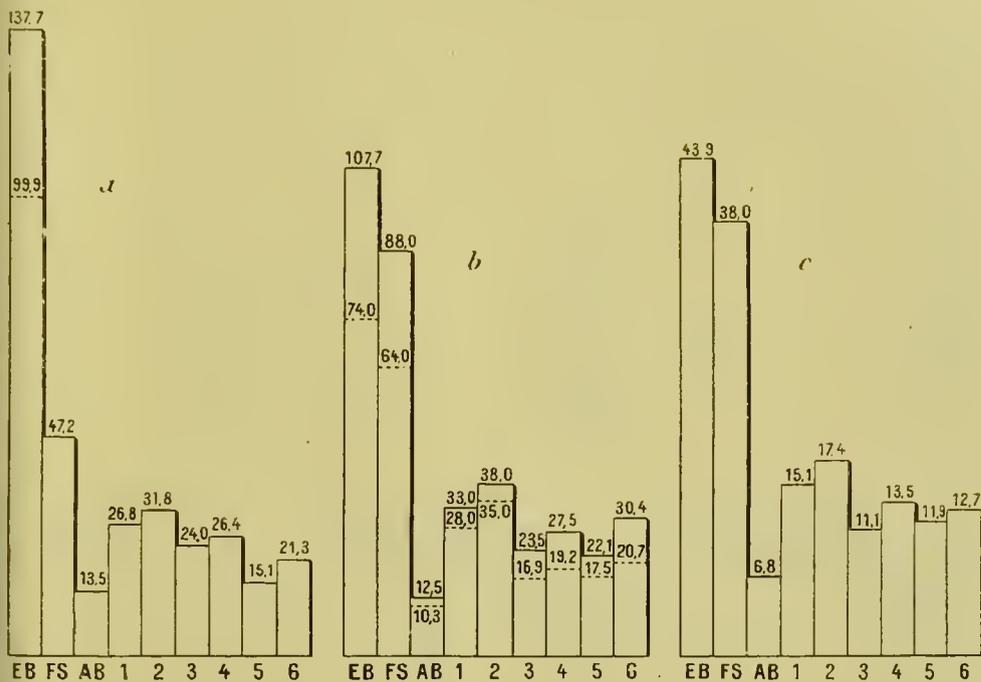
Graphique n° 5. — Oxygène absorbé en 3 minutes.

Graphique n° 4. — Ammoniaque libre ou saline.



Juill Août Sept. Oct. Nov. Déc. Janv. Fév. Mars Avr. Mai Juin
1912 1913

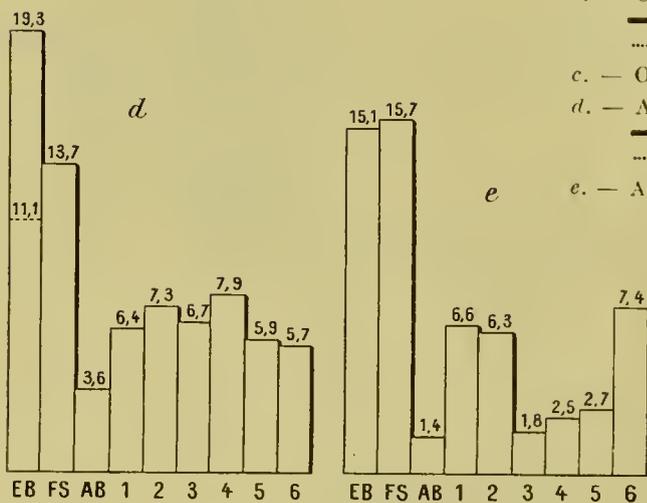
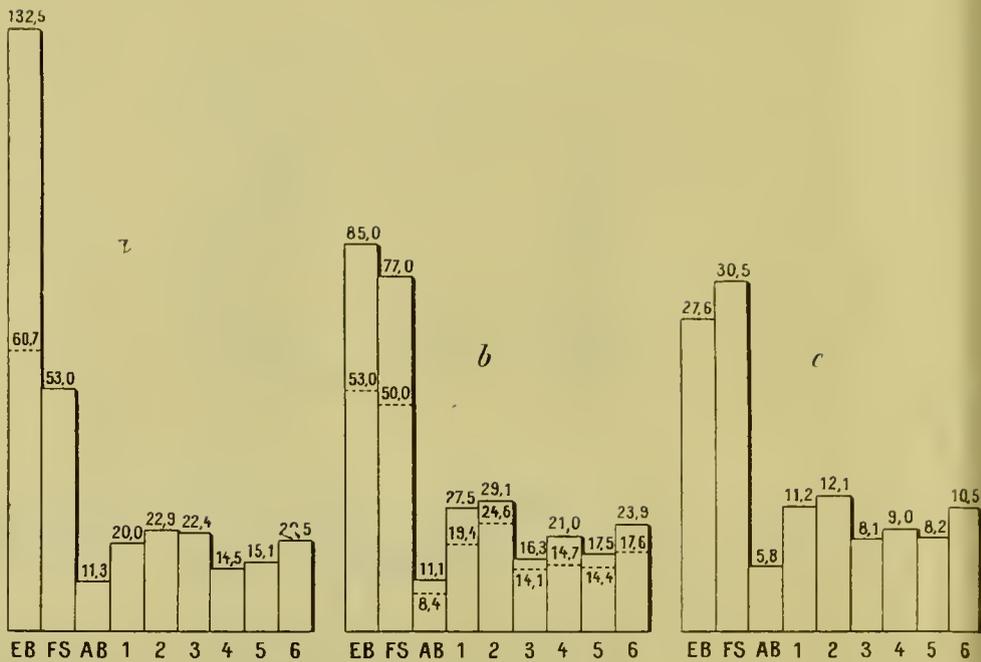
Graphique n° 5. — Nitrates.



- a. — Carbone organique
 ———— total.
 dissous.
- b. — Oxydabilité au permanganate.
 ———— solution acide.
 — alcaline.
- c. — Oxygène absorbé en 4 heures.
- d. — Azote organique en Az.
 ———— total.
 dissous.
- e. — Ammoniaque.

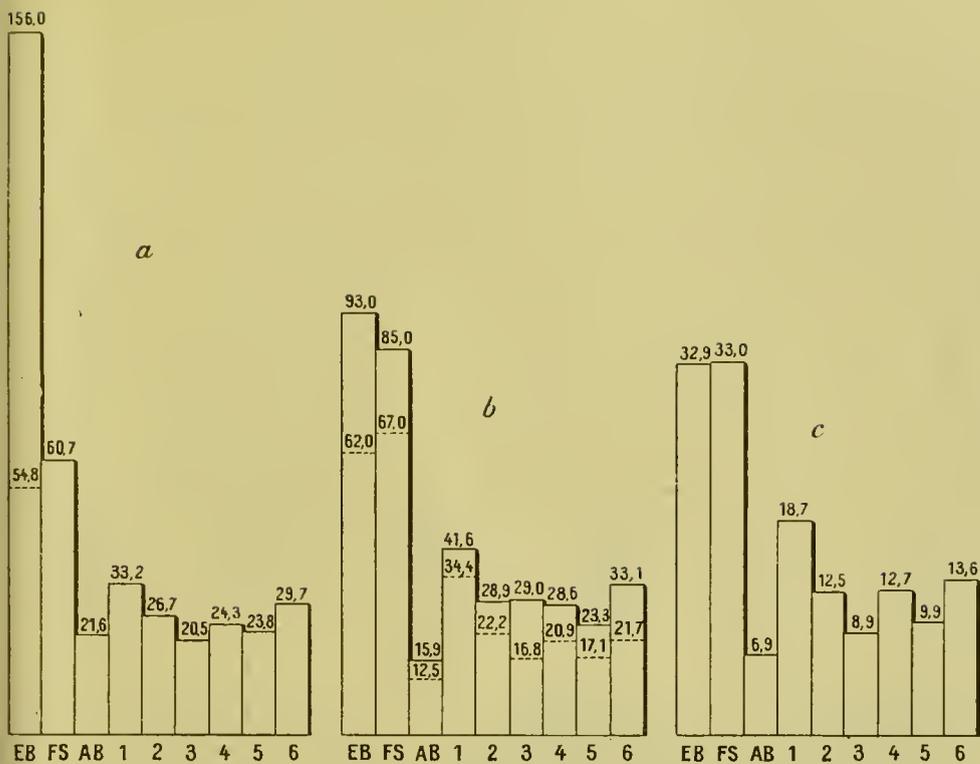
Graphique n° 6. — Analyses du 20 au 26 Octobre 1912.

EB. Eau brute. — FS. Effluent des fosses septiques. — AB. Effluent des lits bactériens A et B.
 — 1. Effluent du lit bactérien n° 1. — 2. Effluent du lit bactérien n° 2. — 3. Effluent du lit
 bactérien n° 3. — 4. Effluent du lit bactérien n° 4. — 5. Effluent du lit bactérien n° 5. —
 6. Effluent du lit bactérien n° 6.

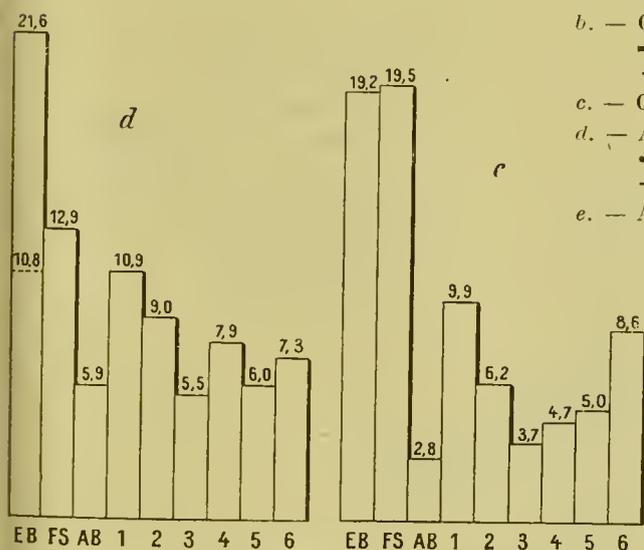


Graphique n° 7. — Analyses du 8 au 14 Décembre 1912.

EB. Eau brute. — FS. Effluent des fosses septiques. — AB. Effluent des lits bactériens A et B. — 1. Effluent du lit bactérien n° 1. — 2. Effluent du lit bactérien n° 2. — 3. Effluent du lit bactérien n° 3. — 4. Effluent du lit bactérien n° 4. — 5. Effluent du lit bactérien n° 5. — 6. Effluent du lit bactérien n° 6.

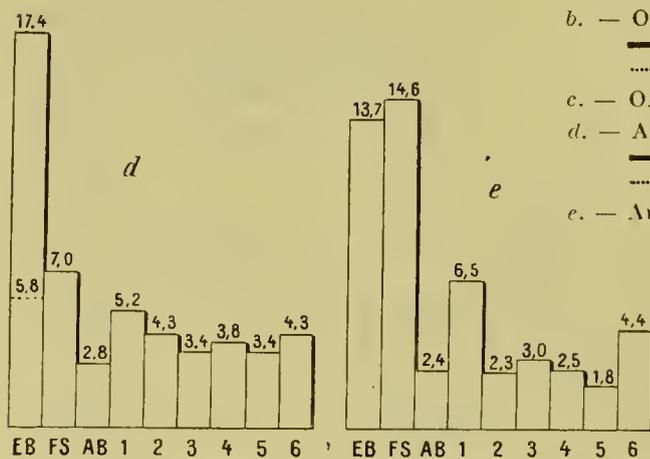
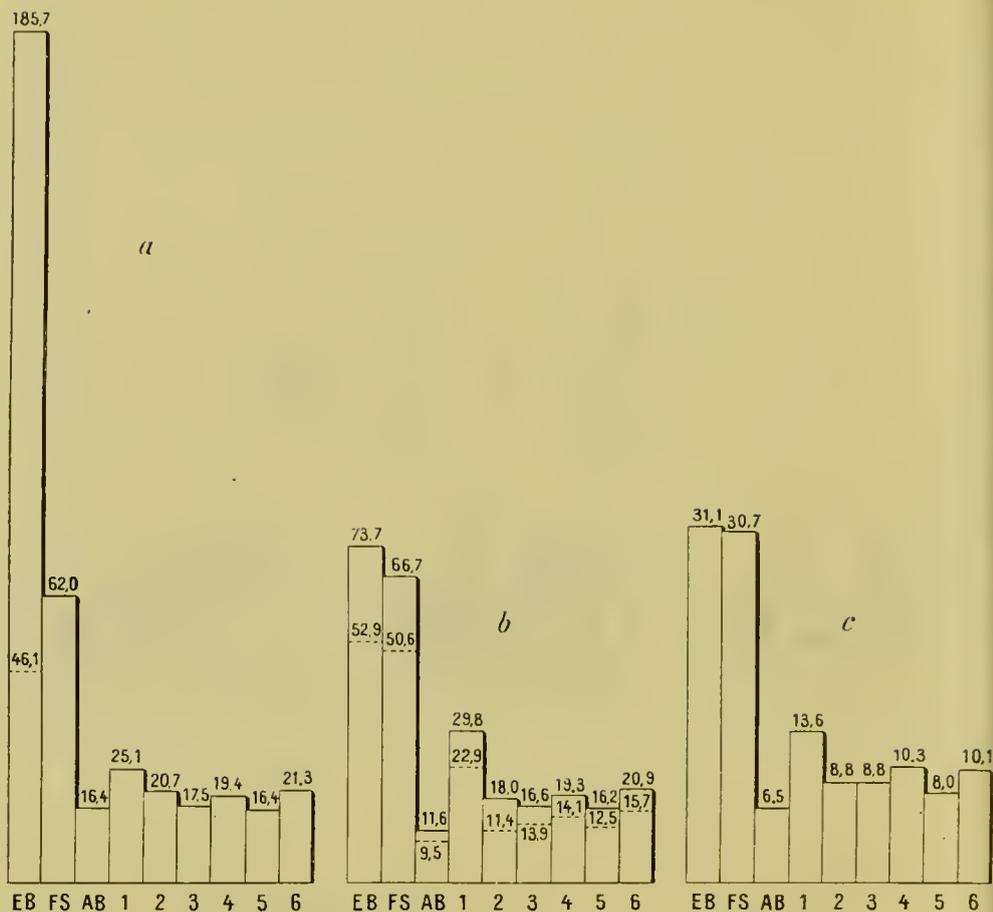


- a. — Carbone organique.
 ——— total.
 dissous.
- b. — Oxydabilité au permanganate.
 ——— solution acide.
 — alcaline.
- c. — Oxygène absorbé en 4 heures.
- d. — Azote organique en Az.
 ——— total.
 dissous.
- e. — Ammoniaque.



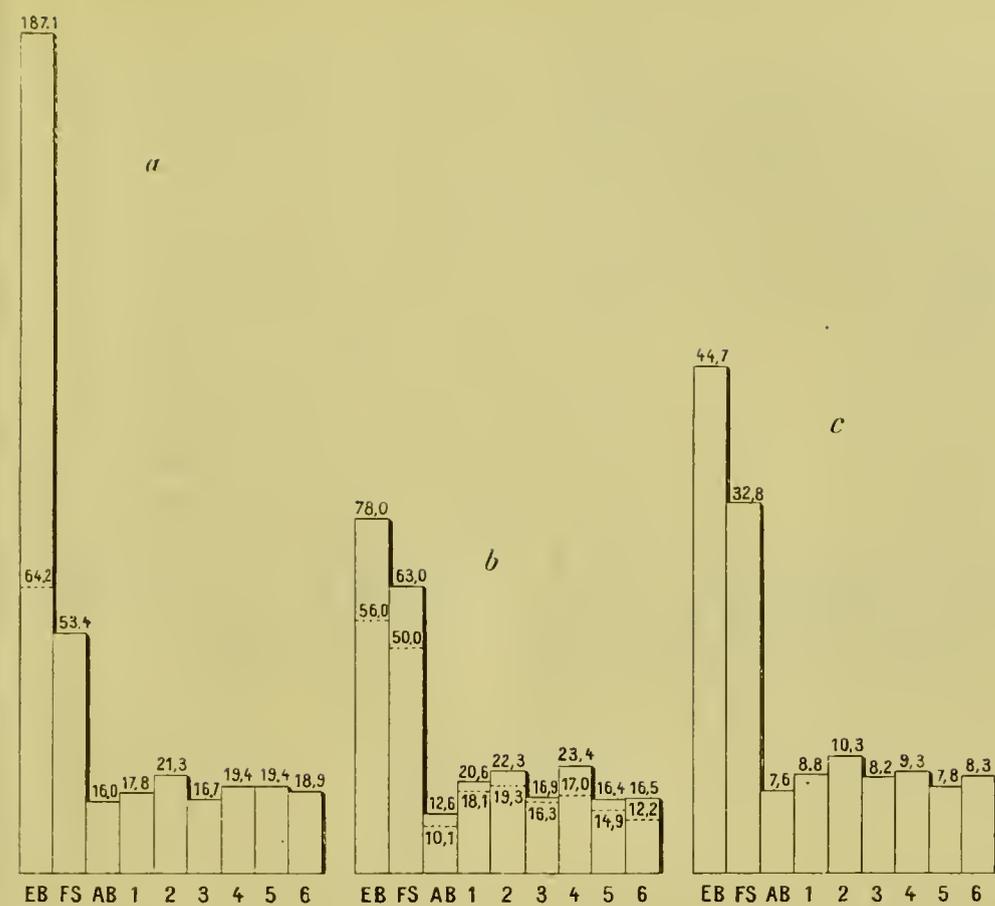
Graphique n° 8. — Analyses du 15 au 21 Février 1915.

EB. Eau brute. — FS. Effluent des fosses septiques. — AB. Effluent des lits bactériens A et B.
 — 1. Effluent du lit bactérien n° 1. — 2. Effluent du lit bactérien n° 2. — 3. Effluent du lit
 bactérien n° 3. — 4. Effluent du lit bactérien n° 4. — 5. Effluent du lit bactérien n° 5. —
 6. Effluent du lit bactérien n° 6.

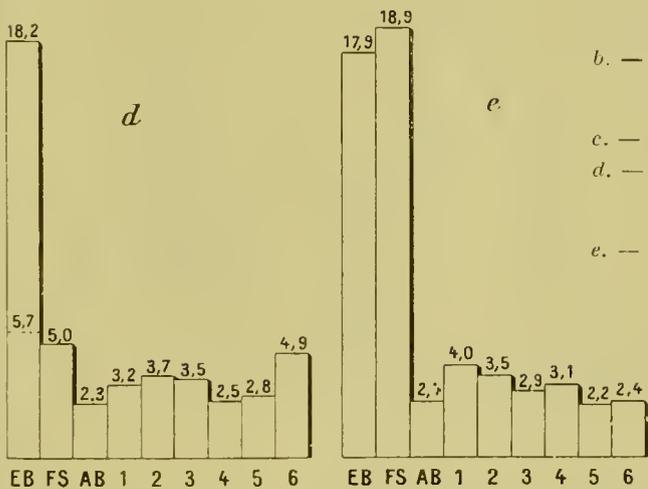


Graphique n° 9. — Analyses du 20 au 30 Avril 1915.

EB. Eau brute. — FS. Effluent des fosses septiques. — AB. Effluent des lits bactériens A et B.
 — 1. Effluent du lit bactérien n° 1. — 2. Effluent du lit bactérien n° 2. — 3. Effluent du lit
 bactérien n° 3. — 4. Effluent du lit bactérien n° 4. — 5. Effluent du lit bactérien n° 5. —
 6. Effluent du lit bactérien n° 6.

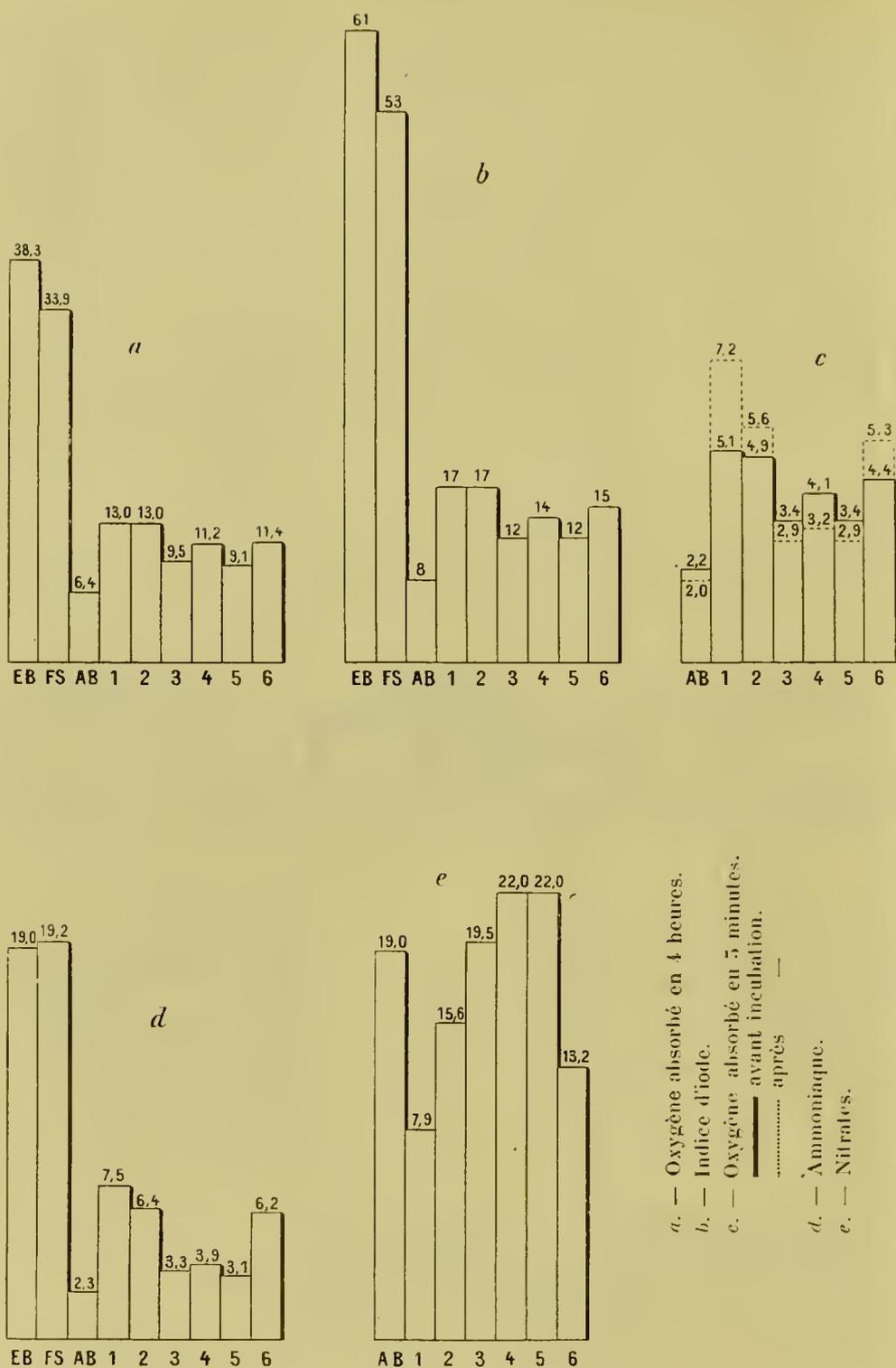


a. — Carbone organique.
 ——— total.
 dissous.
 b. — Oxydabilité au permanganate.
 ——— solution acide.
 — alcaline.
 c. — Oxygène absorbé en 4 heures.
 d. — Azote organique en Az.
 ——— total.
 dissous.
 e. — Ammoniaque.



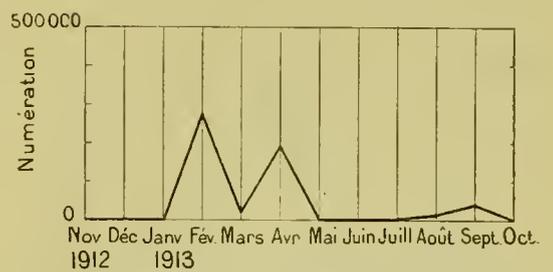
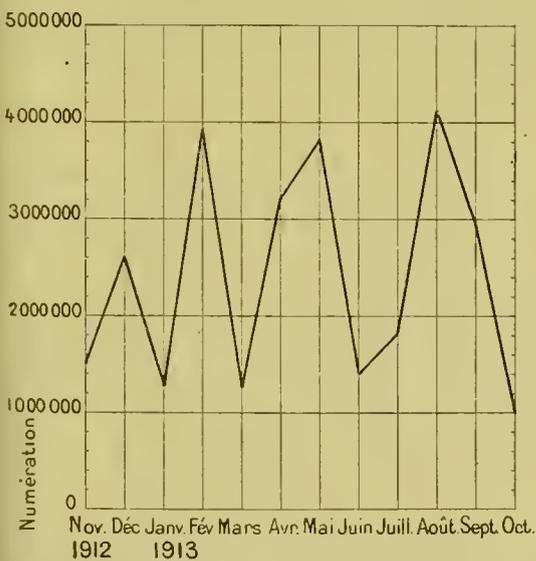
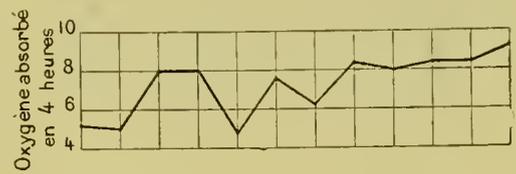
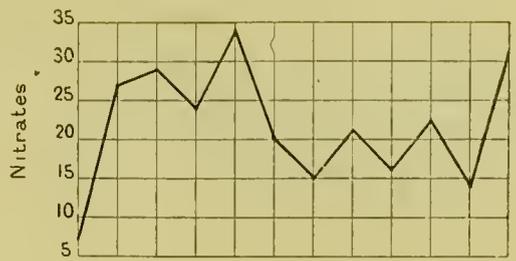
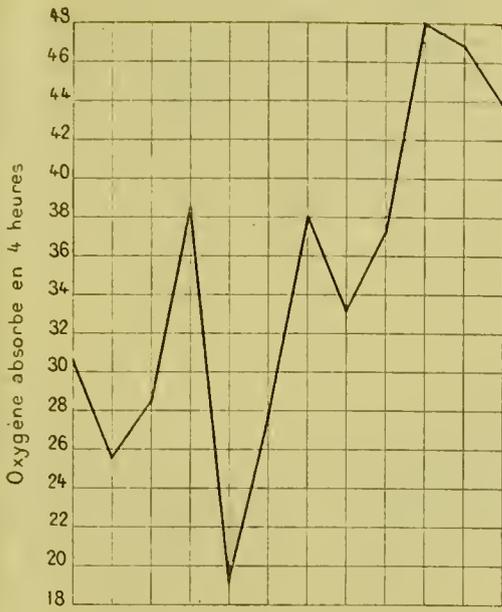
Graphique n° 10. — Analyses du 22 au 28 Juin 1915.

EB. Eau brute. — FS. Effluent des fosses septiques. — AB. Effluent des lits bactériens A et B.
 — 1. Effluent du lit bactérien n° 1. — 2. Effluent du lit bactérien n° 2. — 3. Effluent du lit
 bactérien n° 3. — 4. Effluent du lit bactérien n° 4. — 5. Effluent du lit bactérien n° 5. —
 6. Effluent du lit bactérien n° 6.



Graphique n° 11. — Moyennes annuelles

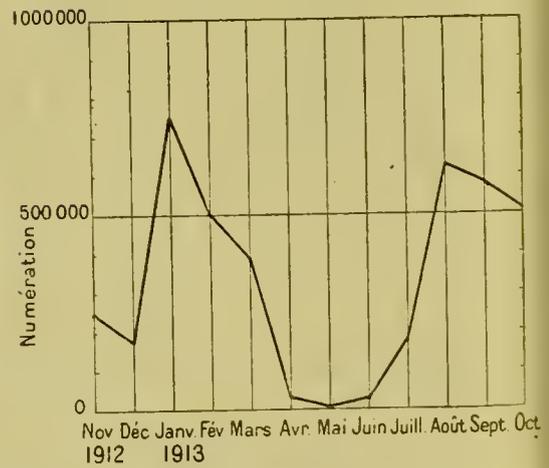
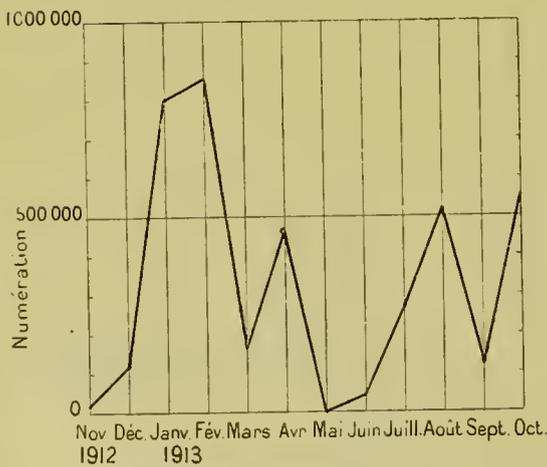
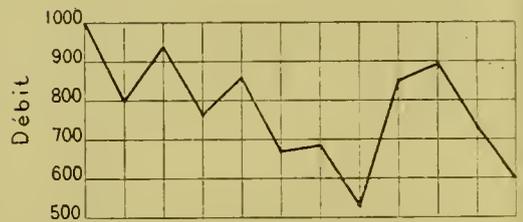
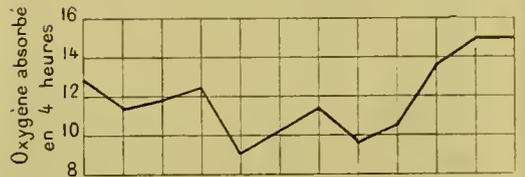
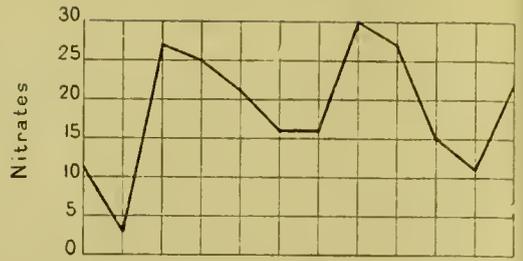
EB. Eau brute. — FS. Effluent des fosses septiques. — A-B. Effluent des lits bactériens A et B. — 1. Effluent du lit bactérien n° 1. — 2. Effluent du lit bactérien n° 2. — 3. Effluent du lit bactérien n° 3. — 4. Effluent du lit bactérien n° 4. — 5. Effluent du lit bactérien n° 5. — 6. Effluent du lit bactérien n° 6.



A. — Effluents des fosses septiques.

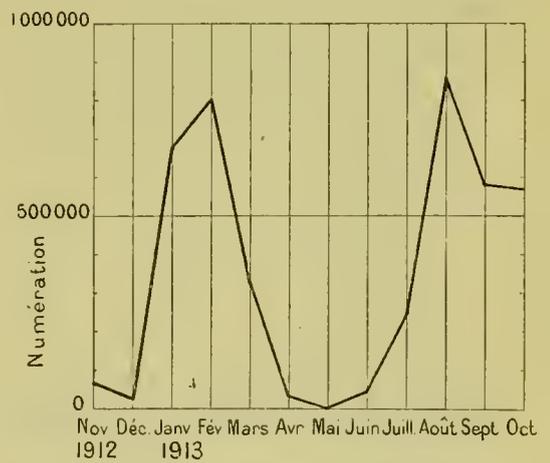
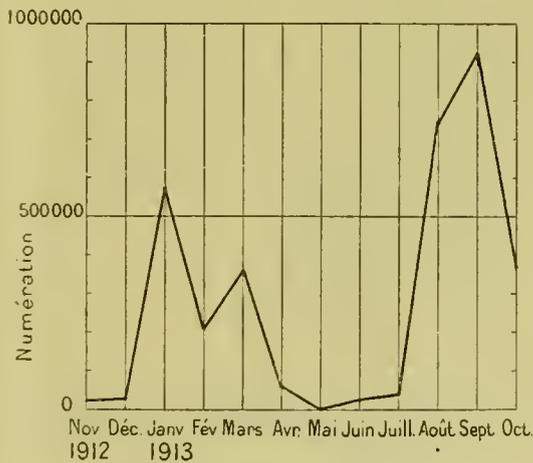
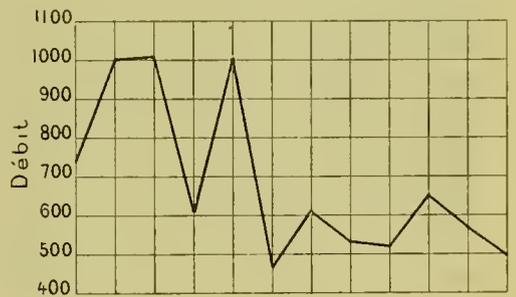
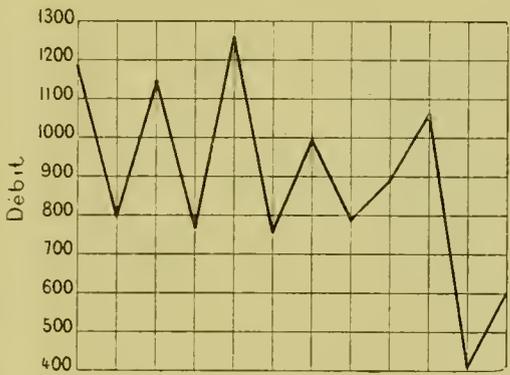
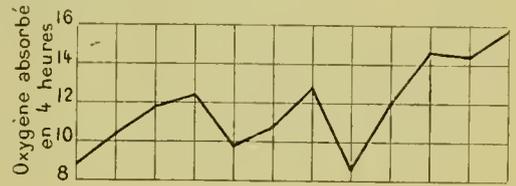
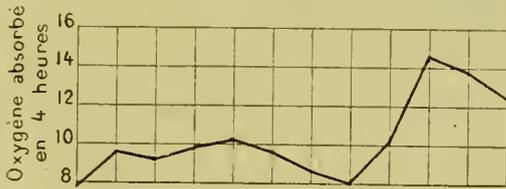
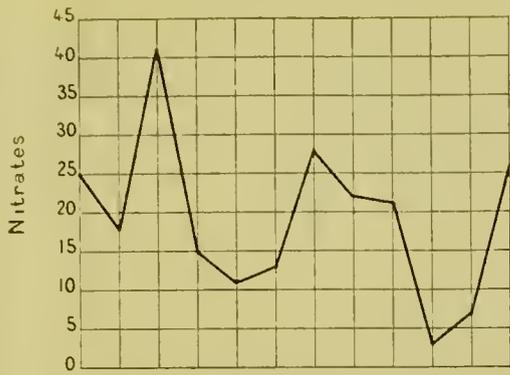
B. — Effluents du lit A B.

Graphique 12.



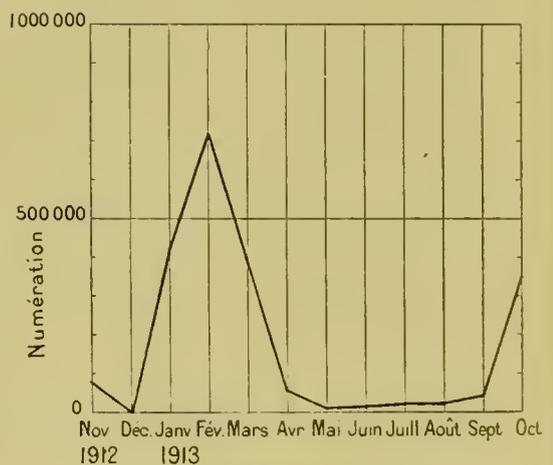
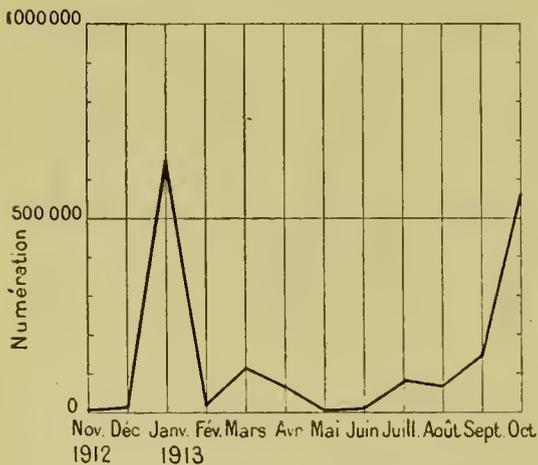
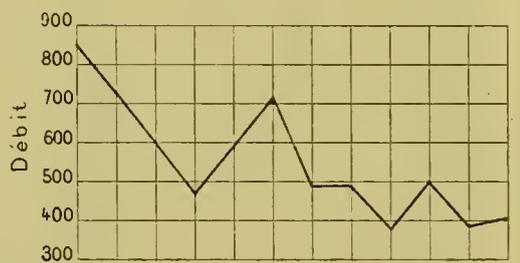
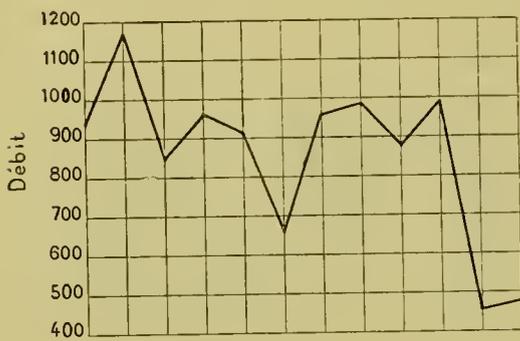
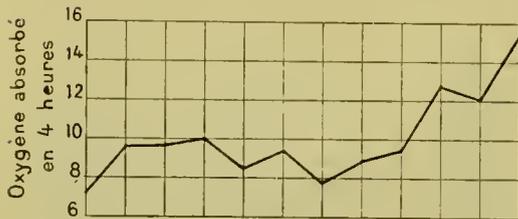
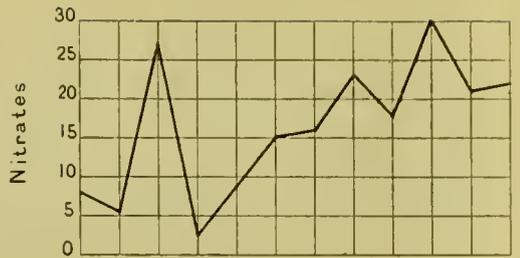
C. — Effluents du lit n° 1.

D. — Effluents du lit n° 2.



E. — Effluents du lit n° 5.

F. — Effluents du lit n° 4.



G. — Effluents du lit n° 5.

H. — Effluents du lit n° 6

CHAPITRE IV

STATION D'ÉPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX D'ÉGOUT DU QUARTIER DE L'ABATTOIR A LILLE

Nous avons déjà exposé⁽¹⁾ les résultats obtenus pendant les deux premières années de fonctionnement de la station d'épuration biologique des eaux d'égout du quartier de l'abattoir à Lille.

Nous rappellerons brièvement que les eaux, collectées dans des égouts du système séparatif, sont ensuite refoulées par des éjecteurs SHONE jusqu'à la station d'épuration. Dans celle-ci les eaux sont décantées par un appareil KREMER puis traversent une fosse septique et enfin sont épurées sur des lits bactériens à percolation. Les eaux proviennent en presque totalité de l'abattoir et du quartier militaire du train des équipages avec très peu d'eaux ménagères.

Les appareils élévatoires ne fonctionnent qu'en semaine, à l'exclusion du dimanche, d'une façon discontinue suivant les venues d'eau, pendant une durée effective de 6 à 7 heures. L'épuration est, par contre, répartie sur 12 heures environ. Le volume d'eau traitée varie de 600 à 900 mètres cubes par jour. Pendant les périodes d'analyses complètes les volumes ont été en moyenne par jour :

12 au 17 novembre 1912	755 mètres cubes.
21 au 26 janvier 1915.	804 —
11 au 16 avril —	842 —
10 au 15 juin —	791 —

Comme les années précédentes nous avons effectué chaque jour l'analyse de l'effluent tel qu'il est déversé à la rivière et,

⁽¹⁾ *Recherches sur l'épuration biologique des eaux d'égout*, VII^e volume, p. 108 et VIII^e volume, p. 49 (MASSON et C^{ie}, éditeurs, Paris).

pendant quatre périodes de six jours, nous avons fait des analyses complètes. Les moyennes des résultats de ces analyses sont relevées dans les tableaux 1 et 2.

Décantation dans l'appareil Kremer. — Le pourcentage de retenue des matières en suspension obtenu par le passage des eaux dans l'appareil KREMER a été, pendant les périodes d'analyses :

12 au 17 novembre 1912	52,2 0/0
21 au 26 janvier 1915	"
11 au 16 avril —	30,6 0/0
10 au 18 juin —	86,4 0/0

Ces résultats si différents ne proviennent pas d'un fonctionnement défectueux de l'appareil, mais d'un changement considérable dans la composition des eaux. A la suite d'une épidémie de fièvre aphteuse à l'abattoir, on prit des mesures très sérieuses de désinfection qui ont consisté à répandre dans tous les locaux de grandes quantités de chaux et de chlorure de chaux. Il paraît s'être produit une dissolution des matières solides, car on a constaté une forte diminution de ces matières et aussi une précipitation chimique qui ont changé totalement la nature des eaux. Celles-ci, au lieu d'être de couleur rougeâtre comme elles le sont habituellement, étaient devenues laiteuses et blanches. La précipitation en particules extrêmement fines n'a pas permis la décantation dans un appareil marchant à un si grand débit que l'appareil KREMER et la retenue a été absolument nulle, comme il ressort des résultats analytiques de la période du 21 au 26 janvier 1915 et faible pour la période suivante. Il y a lieu de remarquer qu'avant et après ces deux périodes, la retenue des matières a été comparable à celle qu'on obtenait les années précédentes et que, même en juin, elle a été de beaucoup supérieure (fig. 1).

Rôle de la fosse septique. — Pendant toute l'année 1912 les dépôts dans la fosse septique ont été extrêmement faibles et le relevé effectué à la fin de décembre montrait que l'épaisseur des boues se maintenait à une hauteur de 20 centimètres en moyenne. Les fermentations y étaient toujours très actives.

Les conditions changèrent totalement lorsque la désinfec-

tion à la chaux fut opérée à l'abattoir. Les matières en suspension et précipitées, passant sans arrêt dans l'appareil KREMER, se déposèrent dans la fosse septique. Déjà le 5 mars 1915 on constatait une hauteur de boues de 75 centimètres

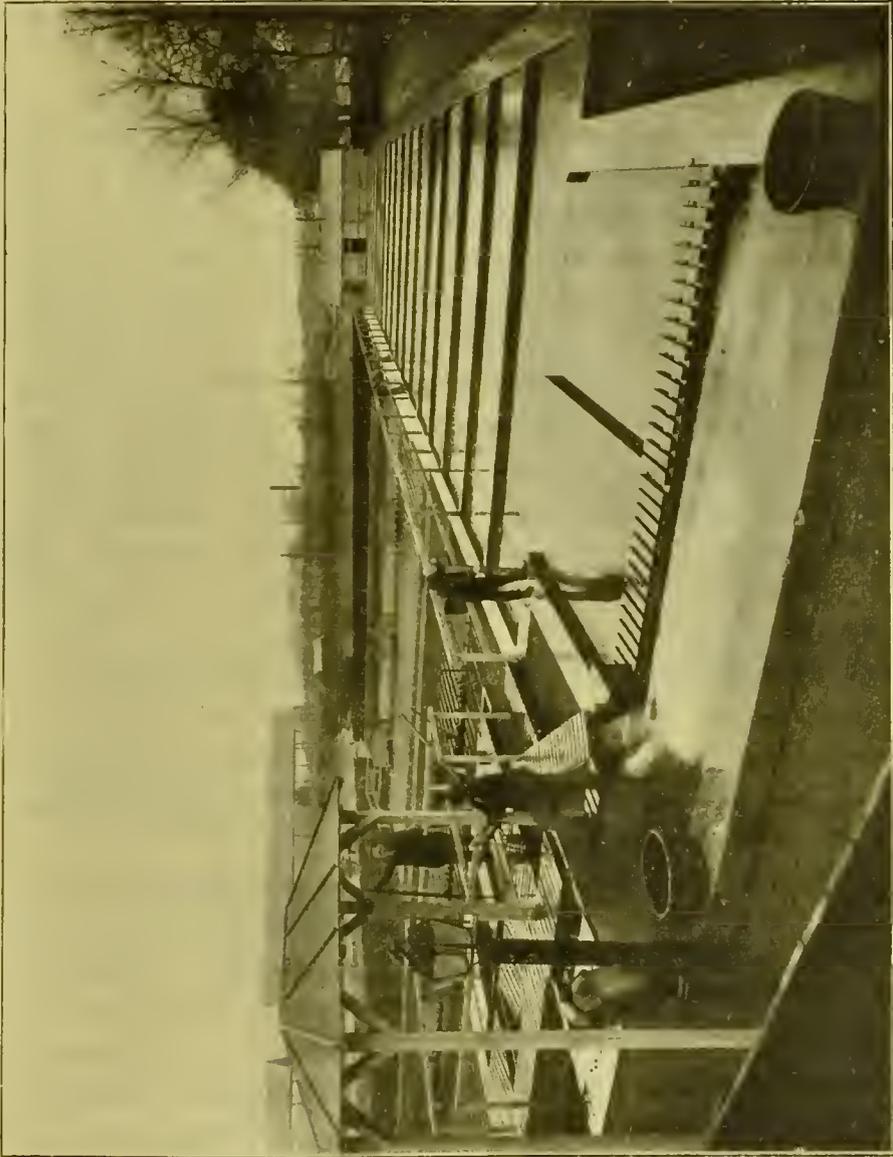


Fig. 1. — Station d'épuration biologique des eaux d'égout du quartier de l'Abattoir, à Lille.

qui, à la fin d'avril, fut portée à 1 m. 70 et au début de mai à 1 m. 90, ce qui représentait un volume de boue de 750 mètres cubes environ. Il devint urgent de les évacuer, ce qui fut fait le 15 mai, par la vanne de fond, dans le champ de dépôt des boues de dragage des canaux de la ville. Depuis cette époque

la fosse fonctionne de nouveau d'une façon normale et un relevé, fait le 17 octobre 1915, a accusé la présence d'une couche de boues de 20 centimètres seulement.

Malgré ces perturbations apportées au régime de la fosse septique, les transformations qui s'y sont opérées ont été tout à fait comparables à celles notées l'an dernier, comme il est indiqué dans le tableau V.

Épuration par les lits bactériens. — Il est remarquable de constater que, malgré le trouble apporté comme il a été dit ci-dessus au fonctionnement de la station, les effluents des lits bactériens ont présenté une composition très peu variable. Cependant on a noté une nitrification moins active à partir du moment où la chaux fut employée pour la désinfection des locaux de l'abattoir. A aucun moment les effluents n'ont été putrescibles, soit que l'épreuve ait été faite par la méthode de l'oxygène absorbé en 5 minutes, soit qu'elle ait été effectuée par le bleu de méthylène après incubation de 7 jours à 50° en flacons bouchés. On observe toujours pendant l'incubation une clarification de l'effluent avec dépôt d'un léger sédiment.

Généralement les effluents ne renfermaient que de très faibles quantités de matières en suspension ; mais en janvier il y a eu une assez sérieuse augmentation, due très probablement au régime spécial auquel les eaux étaient soumises avant d'arriver à la station.

Des résultats obtenus pendant ces trois années on peut tirer la conclusion que les eaux d'abattoir peuvent être aisément et parfaitement épurées par les méthodes biologiques. Les circonstances exceptionnelles de cette année ont fait constater que, lorsque les eaux sont traitées par la chaux, la décantation s'opère peu ou mal dans l'appareil KREMER et que les processus de désintégration dans la fosse septique se trouvent très diminués, quoique l'épuration finale n'en soit pas sensiblement affectée.

TABLEAU II. — Analyse de l'effluent des lits bactériens.

DATES	OXYGÈNE ABSORBÉ EN 4 HEURES	INDICE D'IODE	OXYGÈNE ABSORBÉ EN 5 MINUTES		AMMONIAQUE	NITRATES	NITRITES
			AVANT INCUBATION	APRÈS INCUBATION			
Juillet 1912.	15,2	12	4,5	5,5	14,5	151	6,2
Août —	10,0	10	2,8	2,0	11,1	156	4,5
Septembre —	10,7	10	3,0	2,3	14,2	106	3,0
Octobre —	12,5	10	5,9	2,0	14,4	107	3,2
Novembre —	10,5	10	5,0	1,7	15,8	91	2,1
Décembre —	14,5	16	6,0	1,9	17,5	79	3,7
Janvier 1915.	12,4	10	5,0	1,7	15,8	68	3,5
Février —	15,0	11	5,0	1,8	12,9	74	5,2
Mars —	11,9	9	2,6	1,8	10,7	82	4,4
Avril —	11,9	9	2,4	2,1	10,9	79	4,9
Mai —	10,9	15	4,0	1,9	9,8	55	3,9
Juin —	10,1	11	5,5	2,1	9,4	61	2,8
Moyennes	11,7	11	5,5	2,05	12,7	89	3,7

TABLEAU III. — Analyses de l'effluent des lits bactériens avant et après 7 jours d'incubation à 30°.

DATES	OXYGÈNE absorbé en 5 minutes.		AMMONIAQUE		NITRATES		NITRITES	
	avant incubation	après incubation	avant incubation	après incubation	avant incubation	après incubation	avant incubation	après incubation
Du 12 au 17 Nov. 1912 .	5,5	1,9	18,2	17,1	95	85	1,4	2,5
Du 21 au 26 Janv. 1915 .	5,5	1,7	11,5	15,6	75	60	3,5	4,7
Du 11 au 16 Mars — .	2,7	2,0	9,2	11,2	91	91	4,8	4,9
Du 10 au 15 Juin — .	3,0	2,2	10,0	10,5	58	45	3,3	2,1

TABLEAU I. — Périodes d'analyses comp

DATE DE LA PRISE	NATURE DE L'ÉCHANTILLON	ALCALINITÉ EN CO ³ Ca	MATIÈRES EN SUSPENSION			OXYGÈ ABSORBÉ	
			TOTALES	ORGANIQUES	MINÉRALES	EN 5 MINUTES	EN 4 HEURES
Du 12 au 17 novembre 1912.	Eau brute :						
	— avant appareil Kremer.	410	454,8	540,2	114,6	»	59,4
	— après —	597	217,5	168,5	50,8	»	50,5
	Effluent de la fosse septique.	557	52,8	52,7	20,1	»	29,7
	Effluent des lits bactériens. .	270	15,5	11,0	4,5	5,5	10,8
Du 21 au 26 janvier 1915.	Eau brute :						
	— avant appareil Kremer.	590	227,1	146,1	81,0	»	51,7
	— après —	575	250,7	150,7	80,0	»	28,5
	Effluent de la fosse septique.	457	100,5	51,0	49,5	»	21,8
	Effluent des lits bactériens. .	288	39,0	51,5	27,5	5,5	11,5
Du 11 au 16 mars 1915.	Eau brute :						
	— avant appareil Kremer.	525	172,5	125,2	49,1	»	57,5
	— après —	400	119,5	86,0	55,5	»	55,5
	Effluent de la fosse septique.	470	11,0	8,0	5,0	»	25,8
	Effluent des lits bactériens. .	285	4,5	2,0	2,5	2,7	10,5
Du 10 au 15 juin 1915.	Eau brute :						
	— avant appareil Kremer.	475	1026,7	704,7	522,0	»	50,2
	— après —	450	140,5	101,2	59,5	»	58,5
	Effluent de la fosse septique.	425	101,7	72,0	29,7	»	18,6
	Effluent des lits bactériens. .	550	»	»	»	5,0	9,2

station du quartier de l'Abattoir, à Lille.

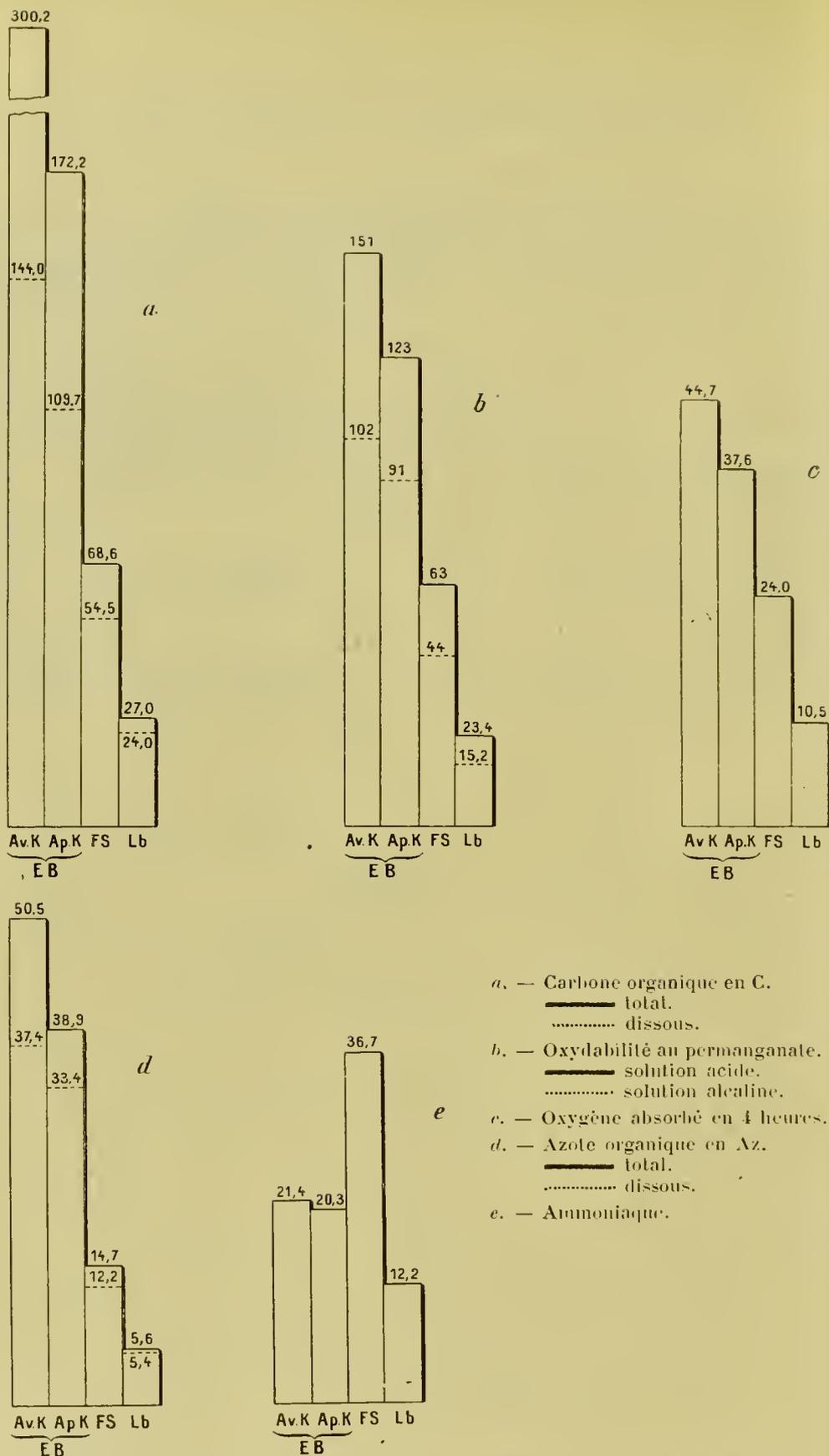
MATIÈRES ORGANIKES dosage au permanganate oxygène.	CARBONE ORGANIQUE EN C			AMMONIAQUE EN AzH ³	AZOTE EN Az			NITRATES EN Az ² O ⁵	NITRITES EN Az ² O ³	PUTRESCIBILITÉ	
	TOTAL	DISSOUS	EN SUSPENSION		AMMONIACAL	ORGANIQUE					
						TOTAL	DISSOUS				EN SUSPENSION
159	555,5	194,6	158,8	25,2	20,6	63,1	51,5	15,6	»	»	»
115	258,6	115,9	124,7	25,9	21,2	54,9	48,5	6,6	»	»	»
49	70,7	66,7	4,0	52,1	42,7	16,6	15,4	1,2	»	»	»
14,9	25,5	21,6	5,9	18,2	14,9	»	6,7	»	95	1,4	0,6
81	184,4	124,2	60,2	18,0	14,7	42,0	34,1	7,9	»	»	»
88	149,5	110,1	59,4	17,9	14,6	57,5	54,5	2,8	»	»	»
46	65,2	56,1	7,1	55,5	27,4	17,1	15,1	2,0	»	»	»
14,9	25,6	21,0	4,6	11,5	9,4	8,2	7,6	0,6	75	5,5	0,6
91	189,2	111,6	77,6	15,6	12,8	46,7	54,1	12,6	»	»	»
82	145,2	98,2	47,0	14,9	12,2	53,0	50,1	4,9	»	»	»
59	54,2	45,5	11,2	52,4	26,6	15,4	11,2	2,2	»	»	»
15,7	28,8	25,7	5,1	9,2	7,5	»	5,9	»	91	4,8	0,6
96	495,8	145,8	518,0	26,9	22,1	48,1	50,1	18,0	»	»	»
81	455,7	116,6	59,1	22,4	18,4	28,5	20,7	7,8	»	»	»
45	86,4	51,8	54,6	28,8	25,6	11,8	7,5	4,5	»	»	»
17,2	28,5	27,5	0,8	10,0	8,2	»	5,6	»	58	5,5	0,6

TABLEAU IV. — Précipitation par le talc.

PÉRIODES		EAU BRUTE AVANT KREMER	EAU BRUTE APRÈS KREMER	FOSSE SEPTIQUE	EFFLUENT DES LITS BACTÉRIENS
Oxygène absorbé en 4 heures. (En milligrammes par litre.)					
Du 12 Nov. au 17 Nov. 1912	Matières oxydables totales	59,4	50,5	29,7	10,8
	— — dissoutes	15,2	12,8	7,1	6,5
	— — précipitées	46,2	57,7	12,6	4,5
<i>Proportion pour 100.</i>					
	Matières dissoutes	22,9	25,4	25,9	60,2
	— précipitées	77,8	74,6	76,1	59,8
Du 21 Janv. au 26 Janv. 1915	Matières oxydables totales	51,7	28,5	21,8	11,5
	— — dissoutes	9,4	8,9	6,2	5,5
	— — précipitées	22,5	49,4	15,6	6,2
<i>Proportion pour 100.</i>					
	Matières dissoutes	29,6	51,4	28,4	46,1
	— précipitées	70,4	68,6	71,6	55,9
Du 11 Mars au 16 Mars 1915	Matières oxydables totales	57,5	55,5	25,8	10,5
	— — dissoutes	10,5	9,9	5,0	5,6
	— — précipitées	26,8	25,6	20,8	4,9
<i>Proportion pour 100.</i>					
	Matières dissoutes	28,2	29,5	19,4	55,5
	— précipitées	71,8	70,5	80,6	46,7
Du 10 Juin au 15 Juin 1915	Matières oxydables totales	50,2	58,5	18,6	9,2
	— — dissoutes	9,6	6,6	7,0	4,5
	— — précipitées	40,6	51,7	11,6	4,7
<i>Proportion pour 100.</i>					
	Matières dissoutes	19,1	17,2	57,6	48,9
	— précipitées	80,9	82,8	62,4	51,1
Indice d'iode. (En milligrammes d'iode par litre.)					
Du 12 Nov. au 17 Nov. 1912	Iode fixé par les matières organ. totales	46	41	55	12
	— — — dissoutes	25	24	26	7
	— — — précipitées	25	20	9	5
<i>Proportion pour 100.</i>					
	Iode fixé par les matières organ. dissoutes	50	55	74	58
	— — — précipitées	50	45	26	42
Du 21 Janv. au 26 Janv. 1915	Iode fixé par les matières organ. totales	57	55	25	10
	— — — dissoutes	17	18	15	7
	— — — précipitées	20	17	10	5
<i>Proportion pour 100.</i>					
	Iode fixé par les matières organ. dissoutes	46	51	60	70
	— — — précipitées	51	49	40	50
Du 11 Mars au 16 Mars 1915	Iode fixé par les matières organ. totales	55	52	19	9
	— — — dissoutes	15	16	15	7
	— — — précipitées	22	16	6	2
<i>Proportion pour 100.</i>					
	Iode fixé par les matières organ. dissoutes	51	50	68	78
	— — — précipitées	66	50	52	22
Du 10 Juin au 15 Juin 1915	Iode fixé par les matières organ. totales	59	47	50	10
	— — — dissoutes	19	11	12	6
	— — — précipitées	40	55	48	4
<i>Proportion pour 100.</i>					
	Iode fixé par les matières organ. dissoutes	52	50	40	60
	— — — précipitées	68	70	60	40

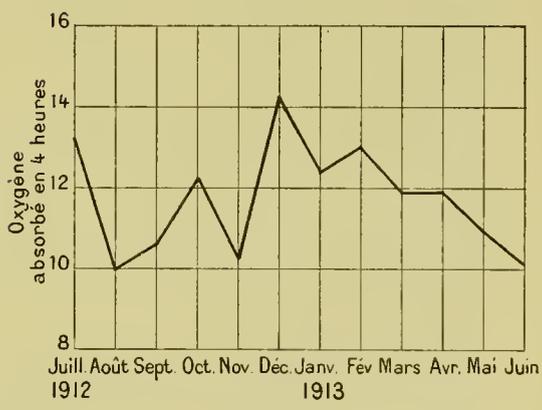
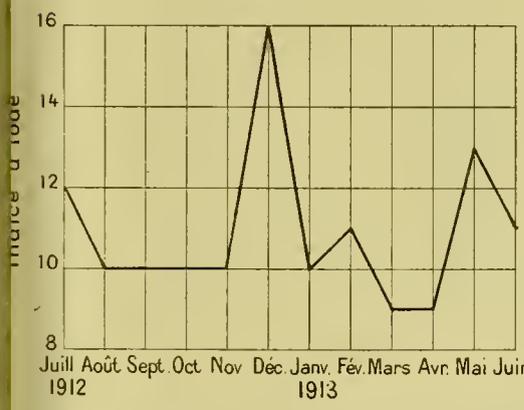
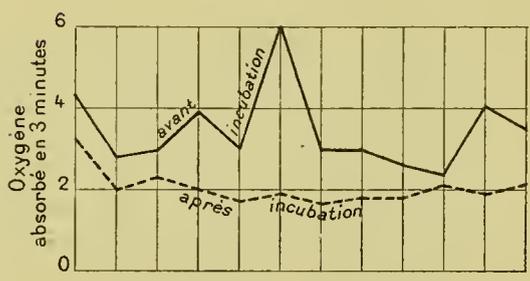
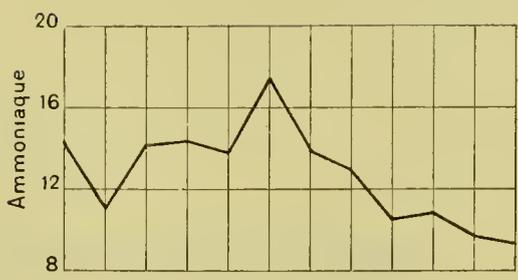
TABLEAU V. — Pourcentage d'épuration.

	PAR RAPPORT A L'EAU DÉCANTÉE DANS L'APPAREIL KREMER		PAR RAPPORT A L'EFFLUENT DE LA FOSSE SEPTIQUE
	EFFLUENT DE LA FOSSE SEPTIQUE	EFFLUENT DES LITS BACTÉRIENS	EFFLUENT DES LITS BACTÉRIENS
Oxygène absorbé en 4 heures	51,9	70,4	56,5
Matières organiques solution acide	49,0	81,4	62,9
Matières organiques solution alcaline.	52,1	85,6	65,5
Carbone organique dissous	50,5	79,1	56,2
Azote — —	65,7	85,7	55,6
Ammoniaque	"	"	66,8



Graphique 15. — Épuration biologique des eaux d'égout du quartier de l'Abattoir à Lille.

EB, Eau brute. — Av.K, Avant appareil Kremer. — Ap.K, Après appareil Kremer. — FS, Effluent de la fosse septique. — Lb, Effluents des lits bactériens.



Graphique 14.

CHAPITRE V

ÉPURATION DES EAUX RÉSIDUAIRES DE L'ABATTOIR D'ANNŒULLIN (NORD)

La Commune d'*Annœullin*, 5751 habitants au dernier recensement, possède depuis quelques années seulement un abattoir communal. Cet abattoir est assez important car une partie des animaux abattus est transportée au dehors. Ainsi, en 1911, le nombre des bêtes abattues s'est élevé à 2605 comprenant : 75 bœufs, 50 taureaux, 981 vaches, 476 veaux, 261 moutons, 777 porcs et 5 chevaux.

L'abattoir, situé en bordure de la route de *Seclin* à *La Bassée*, se compose d'une série de bâtiments entourant sur trois côtés une cour centrale. A gauche se trouvent : vestiaire-lavabo, salle du moteur et des pompes, frigorifique avec antichambre (l'appareillage du frigorifique est à l'étude) et hall d'abatage ; au fond : remise, triperie, tuerie de porcs et brûloir ; à droite : logement du concierge, étable à veaux et moutons, bouverie et porcherie. Attenant au hall d'abatage en dehors des bâtiments, une fosse pour les fumiers et le contenu des panses. Contre la remise, une resserre pour les viandes saisies comme malsaines.

L'eau potable est tirée d'un puits par une pompe qui l'élève dans un réservoir d'où elle est distribuée par des canalisations dans tout l'abattoir.

Les canalisations d'eaux usées comprenaient : un branchement venant du milieu de l'antichambre du frigorifique et rejoignant perpendiculairement le branchement qui traverse le hall d'abatage. Ce dernier coupe la cour centrale avec deux

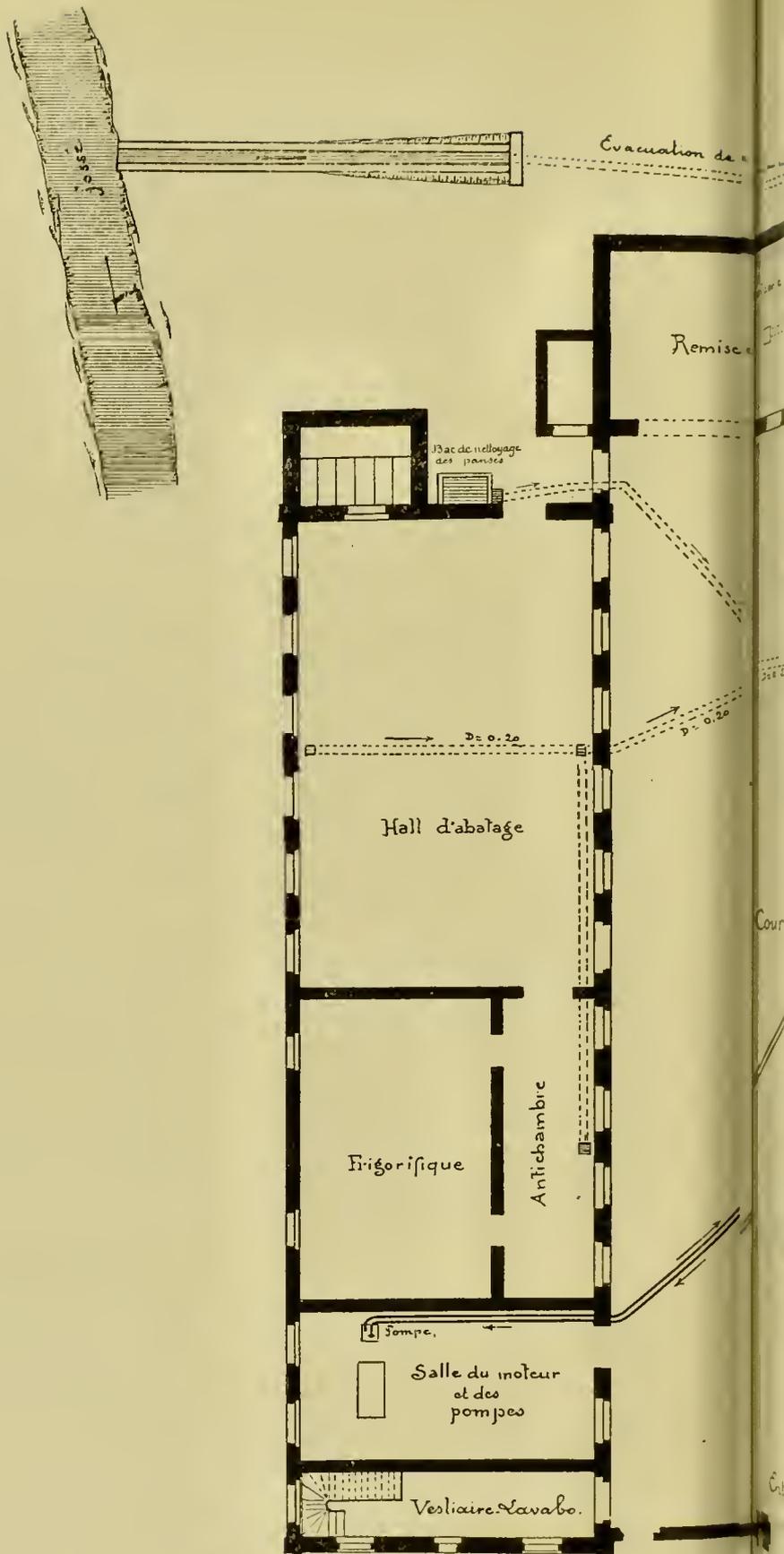
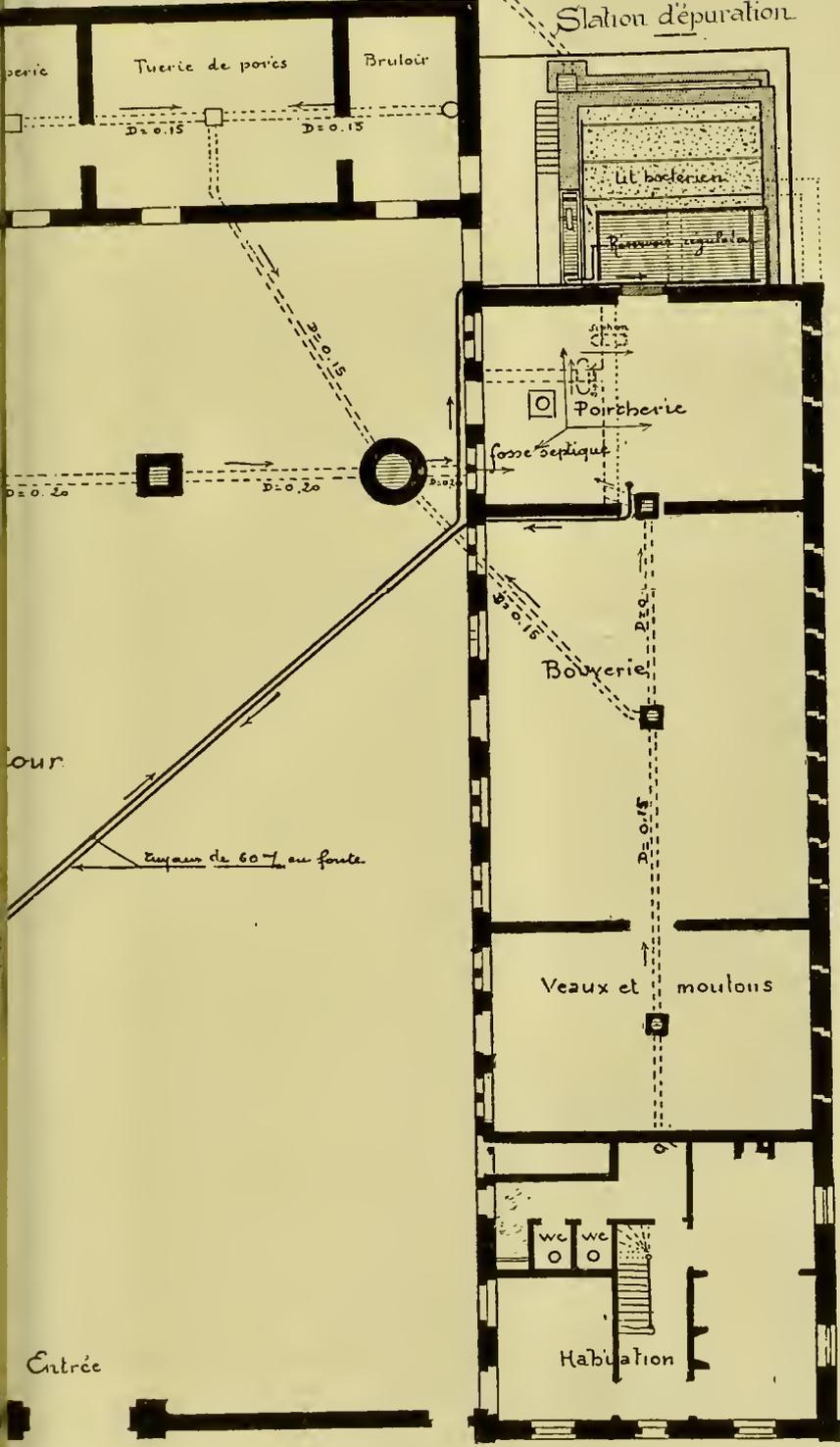


Planche III. — Pla

au en grès de 0.25

Station d'épuration



de Sedin à La Bassée.

abattoir d'Annœullin.

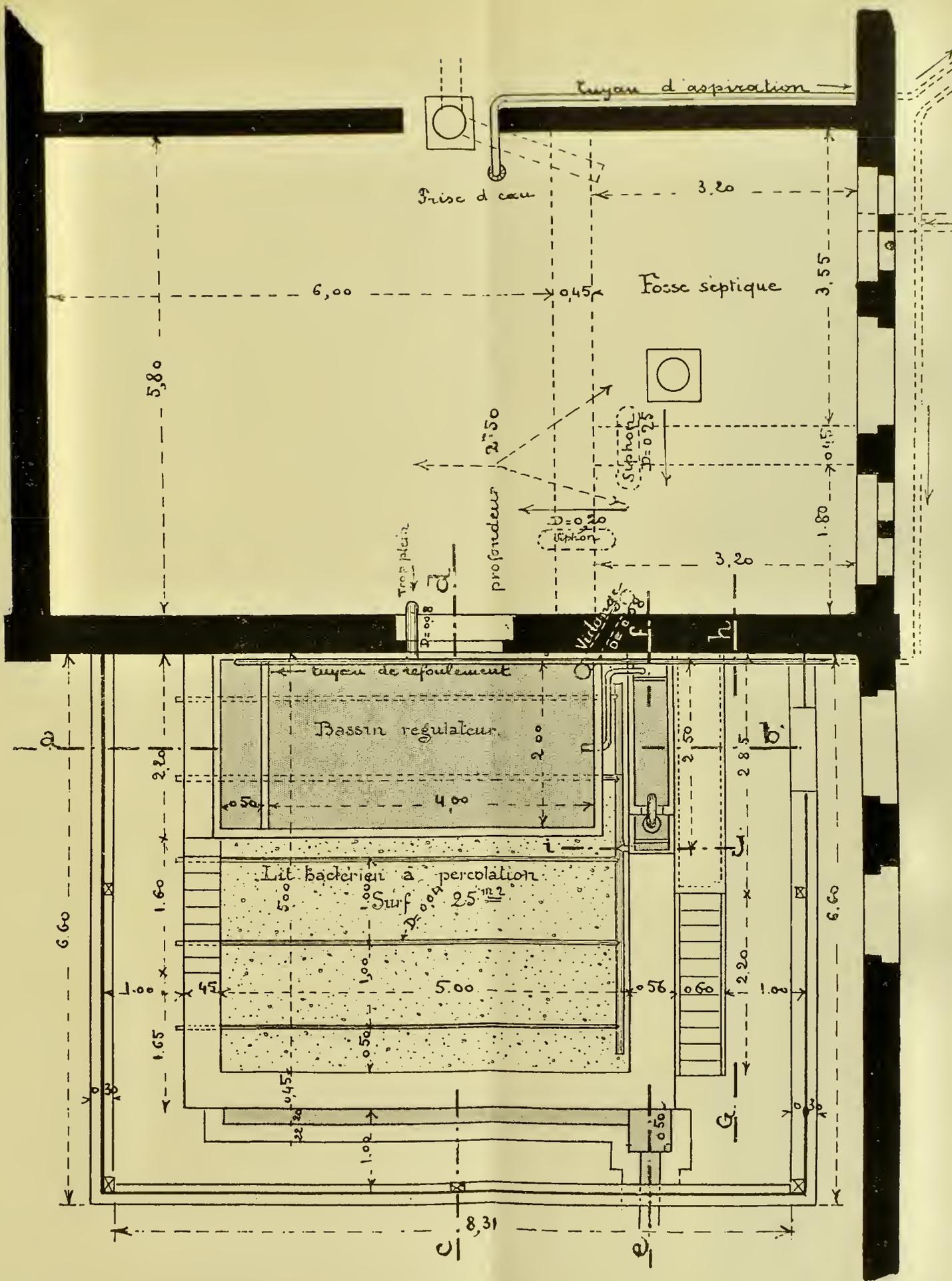
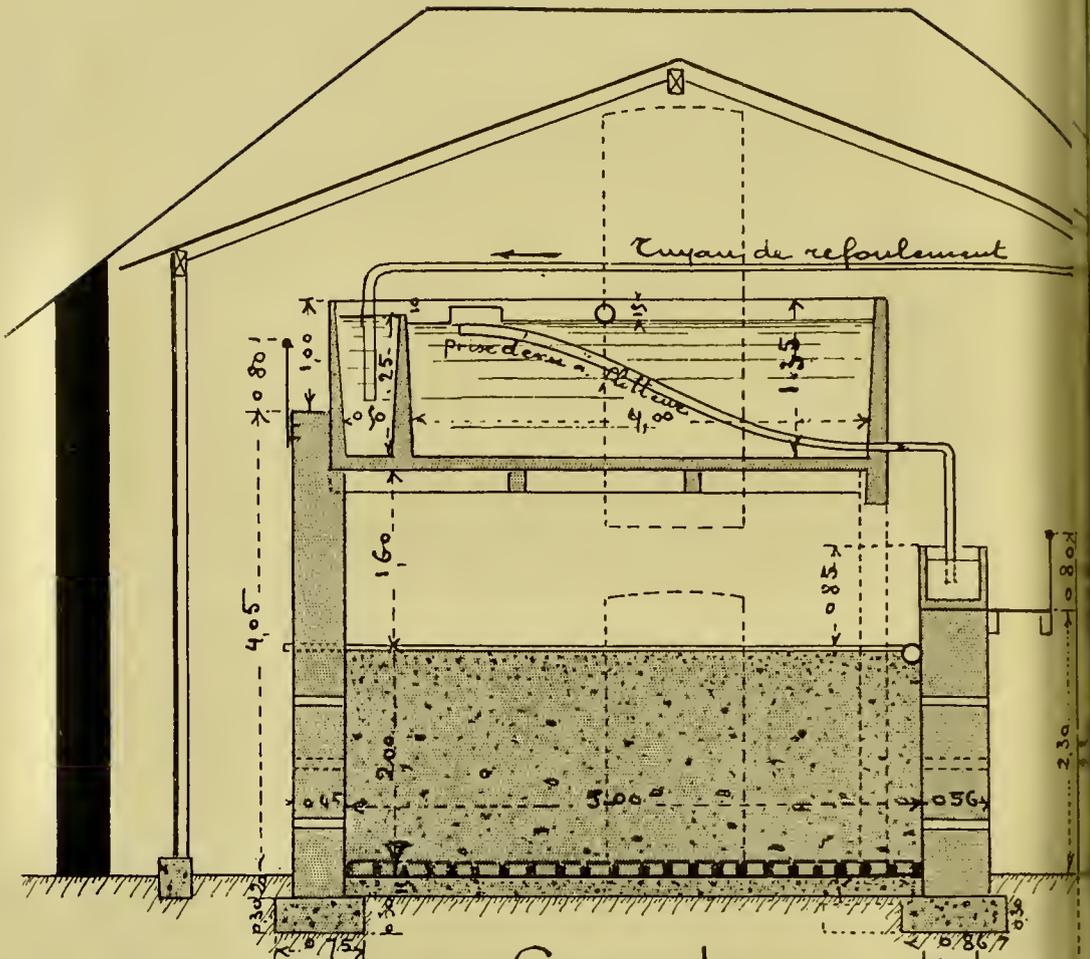
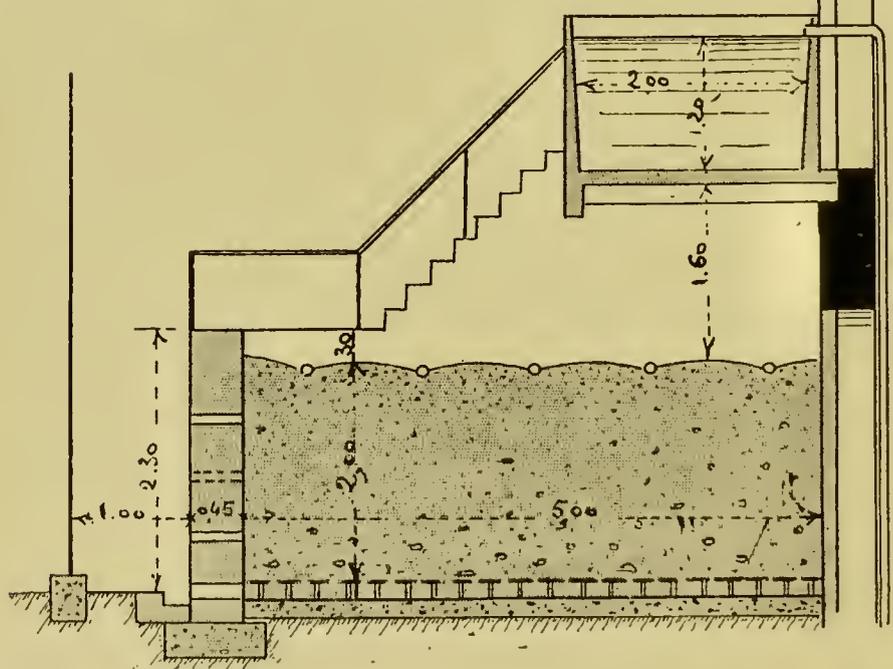


Planche IV. — Abattoir d'Annoeullin. Station d'épuration (plan).

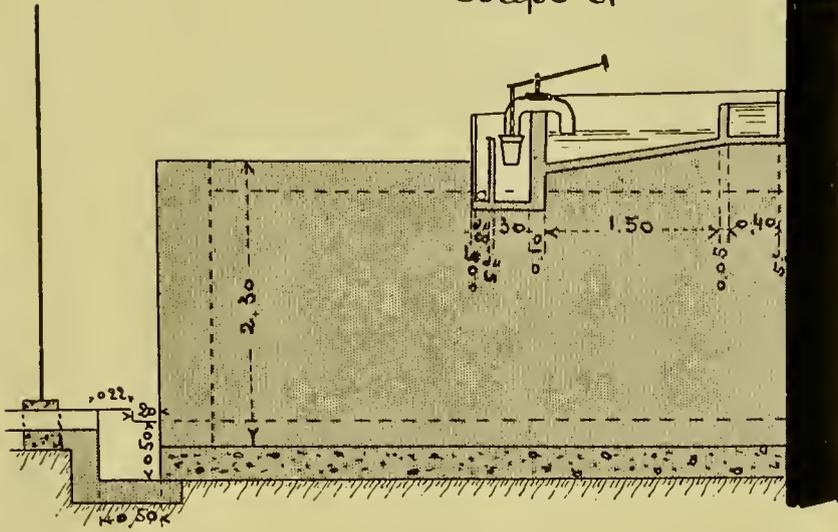
Coupe a b



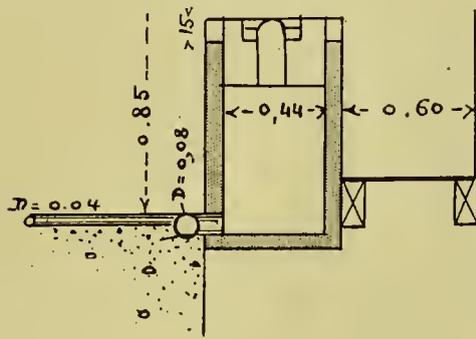
Coupe cd



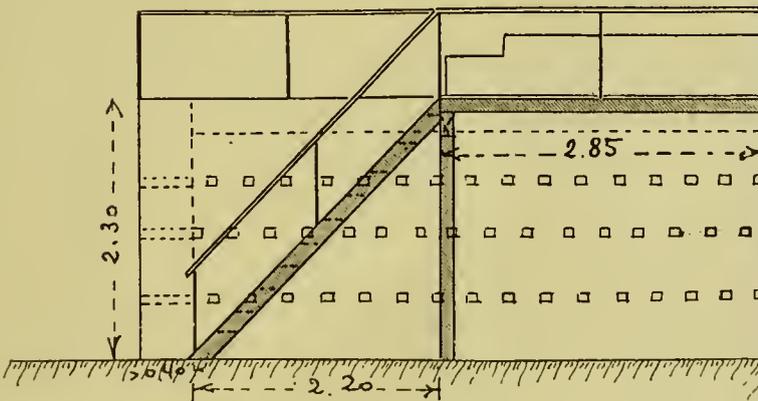
Coupe ef



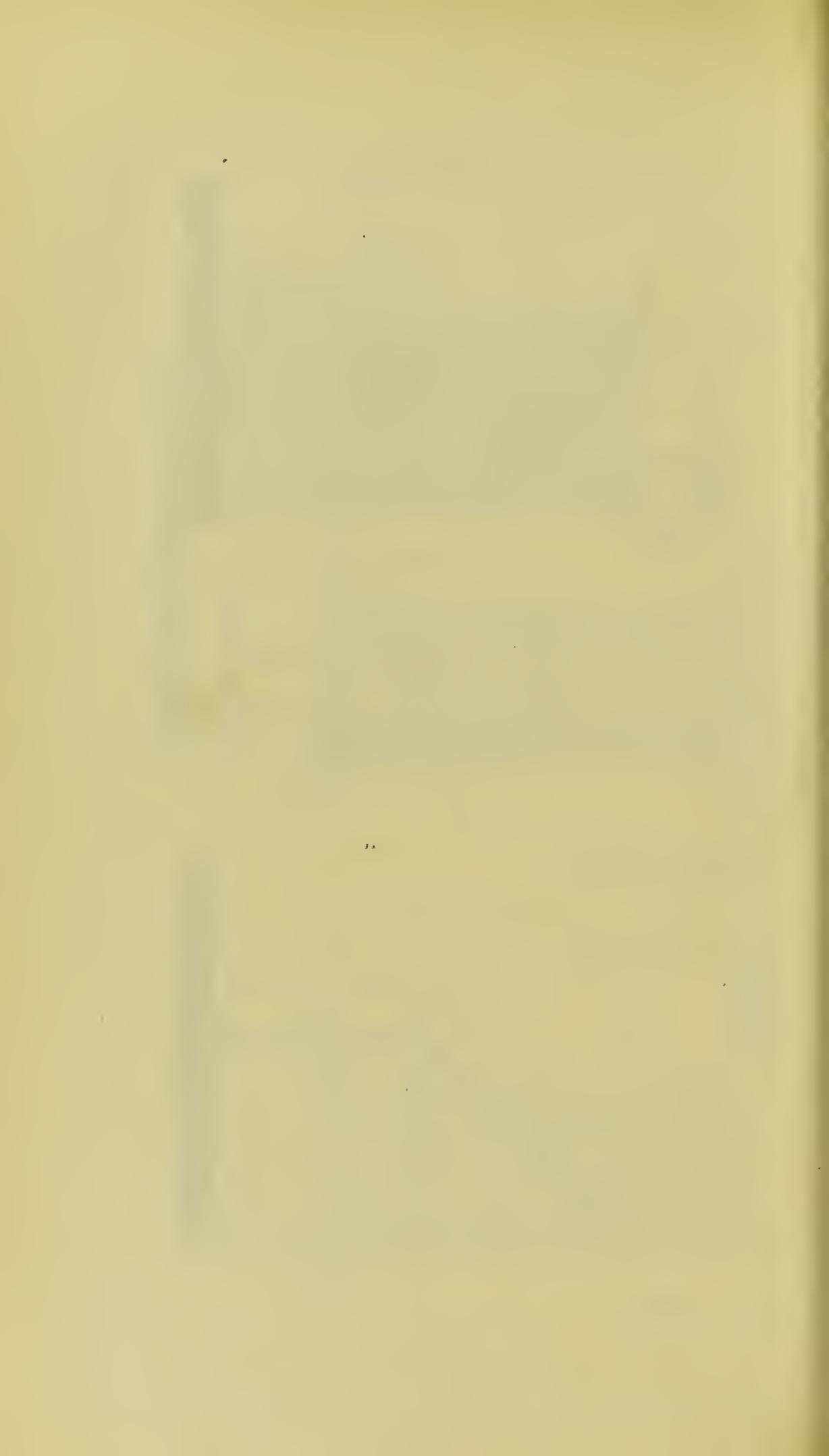
Coupe ij



Elévation Gh



Stah d'épuration (coupes).



regards et un puisard près de la porcherie. A ce puisard est relié un branchement venant de la tuerie des porcs et un autre des étables. A la sortie du puisard, les eaux s'écoulent sous la porcherie dans une fosse formée de deux compartiments de capacité inégale séparés par une cloison dans laquelle est encastré un siphon. L'effluent de cette fosse se déversait par une conduite en poterie dans le fossé qui longe un des côtés de l'abattoir.

Par suite de la faible pente de ce fossé les eaux y restent stagnantes et produisent des émanations putrides qui suscitent de fréquentes réclamations. Aussi l'Administration Municipale nous a-t-elle apporté son concours le plus entier pour que l'expérience que nous avons entreprise réussisse pleinement.

Description de l'installation (voir planches III, IV et V). — Pour réduire au strict minimum les dépenses nécessitées par cette expérience, il était d'abord indispensable d'utiliser les canalisations actuelles ainsi que la fosse de décantation. L'emplacement de celle-ci oblige à adosser l'installation contre le mur de la porcherie ; mais comme la salle du moteur est précisément située à l'opposé, nous avons dû établir une double conduite d'aspiration et de refoulement, car il était indispensable de relever les eaux pour les épurer, la différence de niveau de la conduite de l'effluent de la fosse de décantation et du fossé étant extrêmement faible.

D'autre part il était indispensable, pour éviter de trop grandes irrégularités de débit, d'écarter les eaux pluviales dont une partie s'écoule actuellement dans les canalisations qui reçoivent les eaux usées.

Enfin, l'installation étant pour ainsi dire dans l'abattoir, il y avait lieu de prendre les plus grandes précautions pour éviter les odeurs : pour cela toute l'installation est contenue dans un hangar fermé comme il sera indiqué plus loin.

Ces préliminaires montrent que l'installation a été plus coûteuse qu'elle n'aurait été si elle eût été prévue lors de la construction de l'abattoir et aussi par suite de sa situation contre les bâtiments. Il n'est pas possible en effet d'éloigner l'installation d'épuration, car l'abattoir est resserré entre la

route et la voie du chemin de fer en remblai et il se trouve situé dans un quartier relativement peuplé.

Le sous-sol de la porcherie a été transformé en une grande fosse à trois compartiments, les deux existant primitivement et un troisième de plus grande capacité.

Les eaux usées s'écoulent dans le premier compartiment puis par le siphon dans le 2^e compartiment et enfin dans le 3^e compartiment, ce dernier seul étant à niveau variable. Cette triple décantation permettra d'éliminer toutes les matières en suspension dans les eaux; une partie importante de ces matières entrera en dissolution et le reste sera dragué à la main lorsque cela sera jugé nécessaire.

C'est dans le troisième compartiment que les eaux sont aspirées pour être refoulées dans un bassin régulateur muni d'un trop plein de retour à la fosse septique afin d'éviter les effets d'un pompage excessif. On a ménagé également un orifice à la partie inférieure du même bassin régulateur pour permettre d'évacuer dans la fosse septique les boues qui pourraient s'y déposer.

Comme dans tout abattoir, et principalement quand il est de peu d'importance comme celui d'*Annœullin*, les opérations d'abatage sont très irrégulières et par suite le volume des eaux usées subit de très grandes variations. La grande capacité de la fosse septique permettra de parer à ces variations. Le bassin supérieur permettra d'obtenir une grande régularité de l'épuration.

Le volume des eaux usées est actuellement en moyenne de 25 mètres cubes par semaine; mais il faut prévoir, surtout lorsque le frigorifique sera installé, qu'il s'accroîtra très sensiblement par la suite. Aussi l'installation a-t-elle été projetée de dimensions telles qu'il ne sera pas utile d'en augmenter l'importance avant longtemps.

Du bassin régulateur, les eaux s'écoulent par un tuyau flexible à flotteur et sont évacuées vers un bassin de chasse, muni d'un siphon PARENTY, qui déverse par intermittences, à intervalles réguliers, le produit de chaque chasse dans une nourrice alimentant une série de tubes en fonte perforés de trous régulièrement espacés et placés à la surface du lit bactérien.

Les eaux étant très chargées et l'augmentation de leur

volume fort probable, le lit bactérien est relativement de grandes dimensions : 25 mètres carrés sur 2 mètres environ de hauteur. Il est composé de scories mélangées de pierres calcaires posées sur un drainage s'étendant sur toute la surface inférieure du lit.

L'effluent s'écoule alors au ruisseau.

Les plans et coupes (planches III, IV et V) donnent tous les détails de cette installation. Elle est entièrement construite dans un hangar dont toutes les ouvertures sont recouvertes d'un fin treillage métallique pour éviter la dissémination des odeurs et des mouches.

L'installation a été mise en fonctionnement à la fin de novembre 1915, nous donnerons dans le prochain volume les résultats obtenus et les observations qui nous permettront probablement d'établir les règles qui doivent servir à l'établissement d'une station d'épuration des eaux usées d'un petit abattoir rural.

CHAPITRE VI

DÉSINFECTION DES EAUX D'ÉGOUT ET DES EFFLUENTS DE STATIONS D'ÉPURATION DES EAUX D'ÉGOUT

Les progrès de nos connaissances sur l'étiologie et la propagation des maladies infectieuses rendent de jour en jour les prescriptions hygiéniques plus précises et dans certains cas plus rigoureuses. L'évolution des idées sur le traitement des eaux d'égout pour qu'elles ne puissent nuire à la salubrité en est un exemple frappant.

L'épuration des eaux d'égout, qui doit être la règle générale, a pour but d'éviter la contamination organique des rivières, avec le dégagement d'odeurs nauséabondes, produites surtout par la fermentation des boues qui les envasent. Ce résultat peut être généralement obtenu, plus ou moins facilement, par l'emploi de méthodes appropriées et dont le choix est guidé par les circonstances locales. Cependant ces procédés, même les plus parfaits, ne permettent pas d'éliminer complètement d'une manière certaine et constante les nombreux germes contenus dans les eaux d'égout. Leur nombre peut être diminué d'une façon très importante, mais il peut en persister suffisamment pour faire craindre que, parmi eux, se trouvent encore des germes de maladies infectieuses.

Si les eaux ne contenaient que les microbes qui constituent la flore intestinale de l'individu sain, on pourrait les négliger, quel que soit leur nombre, et théoriquement on arriverait à ce résultat en stérilisant les déjections au chevet des malades; mais en l'état de nos connaissances sur la dissémination des microbes infectieux par les porteurs de germes, on ne peut,

avec ces précautions, que diminuer la contamination sans la supprimer complètement.

Les eaux d'égout et les effluents des stations d'épuration doivent être considérés comme pouvant renfermer des germes de maladies infectieuses : aussi a-t-on recherché les méthodes les plus pratiques et les plus économiques pour détruire ces germes.

La généralité des hygiénistes européens, tout en reconnaissant que la suppression de tous les éléments microbiens plus ou moins suspects des eaux d'égout est très désirable, pense que la désinfection des eaux d'égout n'est indispensable que dans des cas exceptionnels, par exemple en temps d'épidémie de choléra. Telle n'est pas l'opinion des hygiénistes américains qui, au contraire, déclarent que cette désinfection doit toujours être effectuée sauf dans certains cas particuliers.

Il est vrai que la situation de la plupart des villes des États-Unis est très différente de celle des villes européennes. Par suite de leur accroissement très rapide et de la difficulté de trouver des eaux de sources pures en quantité suffisante pour une population considérable, ces villes doivent puiser les eaux d'alimentation dans les fleuves et les lacs, qu'il y a par suite intérêt à garder de toute contamination.

L. KINNICUTT, C. WINSLOW et R. WINTHROP PRATT ont défini les circonstances locales pour lesquelles un effluent de station d'épuration d'eau d'égout doit être désinfecté.

« a) Lorsqu'une eau de rivière est utilisée sans purification comme eau d'alimentation, la suppression des bactéries est indispensable. Il en est de même, quoique à un degré moindre, lorsqu'une eau d'égout est déversée en grande quantité dans un lac.

« b) Même lorsqu'une eau puisée dans une rivière est purifiée avant d'être distribuée, il peut être désirable de supprimer les bactéries de l'eau d'égout déversée en amont, si la prise d'eau est voisine du point de déversement et si la pollution est considérable. Les qualités de l'eau de rivière brute déterminent le taux de filtration et le coût du procédé de purification. Il est tout à fait anormal d'imposer à une ville de fortes dépenses par suite de la négligence d'une autre.

« c) Il peut être utile de purifier bactériologiquement une

eau d'égout avant de la déverser dans une masse d'eau employée pour les bains.

« d) Il est probablement préférable, dans toutes conditions, de prévoir un procédé de stérilisation d'eaux usées particulièrement infectées (comme celles d'un hôpital de contagieux) avant de les déverser dans une rivière.

« e) Le cas le plus important est celui où des bancs de coquillages sont menacés d'être contaminés par le déversement d'eaux d'égout dans les eaux sujettes aux marées. Dans ce cas, il n'y a pas d'autre alternative : ou l'abandon de l'industrie des coquillages, ou la désinfection des eaux d'égout. C'est le problème qui se pose d'une façon pressante sur tout le littoral de l'Atlantique. »

On peut désinfecter les eaux d'égout soit par des moyens physiques (chaleur, filtration), soit par des moyens chimiques.

Chaleur. — Si on met à part les frais de l'opération, il n'est pas douteux que la chaleur soit un agent de destruction des microbes très supérieur à tous les autres, car il agit quelle que soit la composition de l'eau d'égout ou de l'effluent. Cependant le coût peut être réduit considérablement si on ne porte l'eau qu'à 65 degrés (stérilisation partielle) au lieu de 100 degrés (stérilisation presque complète). L'emploi de la première température est suffisant pour détruire le *B. coli*; cependant, il faut 120 degrés maintenus pendant une demi-heure pour détruire sûrement les germes sporulés. Houston estime qu'on pourrait utiliser des appareils analogues à ceux qui servent à stériliser l'eau [pour les usages domestiques et dans lesquels, par suite d'un échange de température, l'eau sort à peu près au même degré qu'à l'entrée. Le prix de la stérilisation serait de 5 fr. 50 à 55 francs les 1000 mètres cubes. Il est probable qu'il serait plus voisin du dernier chiffre que du premier.

Pour diminuer les frais de stérilisation, KLEIN avait proposé un appareil qu'il avait breveté permettant de recueillir l'ammoniaque de ces eaux (¹).

On emploie la chaleur pour stériliser les eaux usées dans

¹) Imbeaux cite comme analogues les procédés BAGGELEY, WAGNER et MULLER, STUTZ, etc.

certaines hôpitaux. MOORE et SILCOCK ont décrit deux types d'appareils composés d'un récipient collectant les eaux, qu'on porte à l'ébullition par un courant de vapeur.

Le docteur BRÉCHOT a imaginé un appareil (installé au Val-de-Grâce et à l'hôpital Claude-Bernard) dans lequel les eaux usées sont d'abord filtrées grossièrement sur le coke, puis sont collectées dans un récipient. A la fin de la journée, le filtre à coke est brûlé avec les matières qu'il a retenues et les eaux sont portées à 102°, puis rejetées à l'égout. Au moyen d'un échangeur, la chaleur est récupérée en partie pour chauffer l'eau des bains.

Filtration. — La filtration au sable est si employée pour la purification des eaux d'alimentation qu'il nous suffit de la signaler.

Cependant dans le cas des eaux d'égout, elle ne peut être utilisée que pour les effluents déjà épurés. Pour les grandes villes, l'adoption de ce procédé entraînerait à des dépenses d'installation considérables, aussi n'a-t-il pas généralement retenu l'attention.

D'après HOUSTON, les expériences de *Hendon*, de *Dorking* et de *Leeds* ont donné des résultats relativement bons, mais cependant non satisfaisants. Le nombre des germes trouvés dans le filtrat (habituellement ou occasionnellement), bien que le pourcentage d'élimination soit souvent très important, est trop élevé pour que le procédé puisse donner quelque sécurité.

Désinfection chimique.

Nous pouvons diviser les réactifs chimiques susceptibles d'être employés pour la désinfection des eaux d'égout, en deux classes :

1° Produits créant dans l'eau d'égout une réaction nuisible ou toxique pour les microbes : chaux, acides, sulfate de cuivre, amines.

2° Produits capables de libérer de l'oxygène : ozone, permanganates, chlore et ses composés.

Chaux. — La chaux agit comme un microbicide faible; son action est surtout rendue apparente par l'entraînement des

germes qui se produit pendant la précipitation. Pour obtenir une désinfection pratique il faudrait ajouter suffisamment de chaux pour que la réaction du liquide soit nettement alcaline, mais alors on rejeterait des eaux qui seraient toxiques pour les poissons. D'après RIDEAL les doses de 0^{gr},850 à 1 gramme par litre n'assurent pas la stérilisation.

Acides. — La plupart des germes, surtout ceux des maladies infectieuses, sont beaucoup plus sensibles à l'action des acides qu'à celle des alcalis. Les expériences sont nombreuses pour le démontrer. Ainsi STUTZER a indiqué que 0,05 pour 100 d'acide sulfurique suffisent pour détruire le vibrion cholérique en 15 minutes et 0,02 pour 100 en 24 heures; IVANOFF a trouvé que l'addition de 0,08 pour 100 d'acide sulfurique à l'eau d'égout de Berlin fait disparaître le vibrion cholérique; KITASATO a aussi détruit le bacille typhique en 15 minutes avec 0,08 pour 100 d'acide sulfurique.

D'après un travail que nous avons analysé récemment, le docteur DIXON a montré que les eaux de mines de houille et les eaux résiduaires de tanneries ont une action bactéricide très marquée sur le bacille typhique et le bactérium coli. Ces eaux sont nettement acides, mais il n'en est pas de même de la généralité des eaux d'égout qui sont au contraire plus ou moins alcalines. Si, d'une part, il n'est pas nécessaire de rechercher une action aussi rapide que celle obtenue par les savants dont nous venons de citer les travaux, et si on peut de ce fait diminuer la dose d'acide, d'autre part on ne doit pas oublier qu'une partie de l'acide ajouté sera employé à saturer l'alcalinité de l'eau, et qu'enfin les eaux acides sont très nuisibles aux poissons.

Sulfate de cuivre. — Le sulfate de cuivre a été préconisé surtout pour détruire les algues qui abondent dans les eaux de surface et qui viennent gêner la filtration au sable et donner parfois un goût et une odeur aux eaux d'alimentation. On sait aussi que le sulfate de cuivre est entré dans la pratique courante de la désinfection des déjections typhiques.

KELLERMANN, PRATT et KIMBERLY ont expérimenté l'action du sulfate de cuivre en différentes circonstances.

A *Saint-Mary's of the Springs (Ohio)* les eaux usées d'une

école s'écoulent dans deux bassins de décantation fonctionnant en série. Le sulfate de cuivre était placé dans un panier à l'entrée du 2^e bassin et il s'en dissolvait environ 65 grammes par mètre cube. Les résultats furent les suivants :

	Eau brute	Effluent	Réduction %
Nombre de colonies par centimètre cube. . . .	5 900 000	60 000	98,99
Nombre de colonies par centimètre cube. . . .	5 500 000	70 000	98,89

Le sulfate de cuivre étant au prix de 0 fr. 66 le kilogramme, la désinfection coûterait environ 50 francs pour 1000 mètres cubes.

La station d'épuration de *Westerville (Ohio)* comprend des fosses septiques et des lits bactériens de premier et de deuxième contact. L'effluent des lits de premier contact fut additionné de sulfate de cuivre en solution et le temps d'action fut de 1 heure.

Proportion de sulfate de cuivre	57 à 67 gr. par m ³ .
Réduction des bactéries (plaques de gélatine à 20°) . . .	59 à 95 0/0
— de gélose à 57°)	28 à 96 0/0
— productrices d'acide	66 à 100 0/0

Il y a lieu de remarquer, d'après le tableau publié par les auteurs, que les différences ne sont pas toujours en concordance avec la proportion de sulfate de cuivre ajouté à l'eau.

Les eaux usées de l'École industrielle de *Lancaster (Ohio)* sont épurées par filtration intermittente. L'effluent traité par le sulfate de cuivre a donné les résultats suivants dont nous n'indiquons que ceux relatifs à la plus faible et à la plus forte dose de réactif :

SULFATE DE CUIVRE PAR MÈTRE CUBE EN GRAMMES	NOMBRE DE COLONIES PAR CM ⁵				RÉDUCTION pour 100	
	à 20°		à 57°		à 20°	à 57°
	Avant	Après	Avant	Après		
4,2	150 000	26 500	14 800	5 400	80	64
22	55 000	6 800	5 700	200	88	95

Les eaux d'égout de *Marion (Ohio)* sont épurées par fosses septiques, lits de contact, et filtres à sable intermittents. L'addition de sulfate de cuivre n'a pas donné de résultats satisfaisants comme le montrent les nombres suivants concernant les doses extrêmes :

SULFATE DE CUIVRE PAR MÈTRE CUBE, EN GRAMMES	NOMBRE DE COLONIES PAR CM ⁵				RÉDUCTION pour 100	
	A 20°		A 57°		A 20°	A 57°
	Avant	Après	Avant	Après		
	5	290 000	67 000	95 000	44 000	77
116	84 000	7 000	28 000	2 000	92	95

Nous avons effectué en 1908 quelques expériences de désinfection d'un effluent de lit à percolation par le sulfate de cuivre; les résultats ont été les suivants :

SULFATE DE CUIVRE PAR MÈTRE CUBE, EN GRAMMES	NOMBRE DE COLONIES PAR CM ⁵ A 20°				RÉDUCTION pour 100	
	TOTAL		COLONIES LIQUÉFIANTES		totale	colonies liquéfiantes
	Avant	Après	Avant	Après		
	100	105 000	<10 000	8 000	<1 000	"
200	105 000	9 000	8 000	100	91,4	98,8

Amines. — Le procédé de traitement des eaux d'égout par les amines fut préconisé en Angleterre par H. WOLLHEIM. La triméthylamine traitée par la chaux ou un autre alcali donne un composé très toxique.

La saumure de hareng, qui était employée comme source d'amines, était additionnée d'un grand excès de chaux et le mélange servait à précipiter l'eau d'égout brute. D'après KLEIN, on obtint par ce procédé, à *West-Horn* en 1889, un effluent limpide, non putrescible et stérile. Des résultats identiques furent obtenus à *Winbledon*; toutes les bactéries

(768 000 par cme.) étaient détruites et la boue était aussi imputrescible.

Ce procédé n'est pas entré dans la pratique.

Ozone. — Tous les auteurs citent l'ozonisation comme un moyen possible de désinfecter des eaux d'égout, mais le jugent généralement trop coûteux.

Les seules expériences dont nous ayons pu trouver la publication sont celles de DZERCIGOWSKI à *Saint-Petersbourg* en 1906.

D'après cet auteur, les résultats se montrèrent inconstants par suite de la faible solubilité de l'ozone dans l'eau et de la nécessité de désinfecter en surface au lieu du contact du gaz avec l'eau, en raison de l'inégalité de la répartition de l'eau dans la tour qui servait à ses expériences. Il conclut que, pour obtenir la stérilité, il faudrait augmenter la concentration de l'air ozoné et adopter un dispositif pour que l'eau soit largement et régulièrement soumise à son action. Il signale que dans ses eaux l'ozone oxyde une partie des matières organiques; ainsi l'oxydabilité diminue de 2 à 25 pour 100 et l'eau se trouble par la formation de légers flocons.

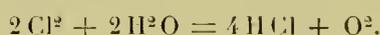
Permanganates. — Les permanganates de soude, de potasse et de chaux sont fréquemment utilisés pour la stérilisation de petits volumes d'eaux de boisson.

D'après PHELPS et CARPENTER on emploie à *Londres* le permanganate de soude pour détruire les mauvaises odeurs qui se dégagent de la Tamise aux basses eaux, et il n'est pas douteux qu'on obtient ainsi une désinfection partielle.

CLARCK et GAGE ont expérimenté le permanganate de potasse et ont montré que la dose, suivant les résultats à obtenir, varie comme suit en grammes par mètre cube :

	RÉDUCTION DU NOMBRE des bactéries à 99 ^o 0	STÉRILISATION COMPLÈTE	TYPE A (1)	TYPE B (1)
Eau d'égout brute	100	10 000	10 000	1 000 à 10 000
Effluent de lit de contact.	40	"	"	100
Effluent de lit per- colateur	40	"	"	1 000 à 10 000
Effluent de filtre à sable.	10	40	"	"

Chlore et ses composés. — Le chlore et ses premiers composés oxygénés, par leur affinité pour l'hydrogène, décomposent l'eau et mettent l'oxygène en liberté: ils agissent donc comme oxydants. La réaction peut se traduire pour le chlore par l'équation suivante :



Les propriétés antiseptiques du chlore sont connues depuis plus d'un siècle et sont employées pour la désinfection.

On a proposé d'utiliser directement le chlore gazeux produit soit par les procédés chimiques, soit par les procédés électrolytiques. Mais si on peut obtenir ainsi une importante diminution du prix de revient, on se heurterait probablement à de grandes difficultés, telles que le dosage de la quantité de gaz à faire agir sur l'eau à désinfecter, sans préjudice des dangers que présente la manipulation.

(1) D'après de très nombreuses analyses bactériologiques d'eaux de fleuves et de rivières des États-Unis, CLARCK et GAGE ont proposé de classer ces eaux, suivant leur teneur microbienne, en trois catégories :

	Type A	Type B	Type C
Nombre de germes (Numération des colonies sur plaques de gélose à la température du laboratoire après 4 jours).	100	1 000	10 000
Nombre de germes (Numération des colonies sur plaques de gélose lactosé à 57 ^o après 24 heures).	10	100	1 000
Numération des colonies rouges sur plaques de gélose lactosé tournesol à 57 ^o après 24 heures.	5	50	500

Le type A correspond aux eaux de distribution.

Les types B et C correspondent aux eaux de rivières peu ou plus polluées.

Par l'électrolyse de l'eau contenant du chlorure de sodium on produit du chlore et des composés chlorés. Les principaux procédés basés sur ce principe sont ceux de HERMITE, WOOLF, WEBSTER, BERGÉ et l'*oxychloride process*.

Le procédé HERMITE a été essayé sur les eaux d'égout du Havre, de Lorient et de Brest (1895), de Nice, de Worthing, d'Ipswich (1894).

Il consiste à électrolyser l'eau de mer⁽¹⁾, il se forme à l'électrode positive des hypochlorites et autres oxydes de chlore. L'appareil comportait comme électrodes positives des plaques de platine entre lesquelles des disques de zinc formant électrodes négatives tournaient lentement, tout en frottant contre des couteaux racleurs en ébonite destinés à maintenir leurs surfaces nettes et actives.

D'après ROECKLING qui a suivi les expériences de Worthing, le courant agissant sur l'eau de mer à 500 ampères sous 6 volts donnait en deux heures et demie une teneur de 0^{gr}5 de chlore actif par litre dans 1000 litres d'eau de mer, et en 5 heures 0^{gr}75. Ces solutions (du reste très instables, même celles de 1 gramme par litre) n'arrivent pas à stériliser un bouillon de culture de bacillus subtilis avec spores; elles ne tuent le bacterium coli que si on les emploie aussitôt après leur fabrication et en quantité variant entre 2 et 5 fois celle du liquide à stériliser. Il est bien entendu que l'intérieur des déjections un peu dures n'est en aucun cas stérilisé; toutefois la désodorisation est assez parfaite. Les diverses commissions qui ont examiné ce procédé ne lui ont pas été favorables.

Le procédé WOOLF fut appliqué en 1896 à Brewsters (U. S. A.). On ajoutait 16 kilogrammes de chlorure de sodium par mètre cube d'eau d'égout et on soumettait le mélange à un courant de 800 ampères sous 5 vols passant par une électrode positive de cuivre revêtu de platine et une électrode négative de charbon : l'*electrozone*⁽²⁾ ainsi préparé était déversé dans le collecteur.

L'eau d'égout ainsi traitée serait à peu près aseptique : 8 à 40 germes au lieu de 20 000 à 52 000. A Danbury (U. S. A.),

(1) L'eau de mer contient environ 50 kilogrammes de chlorure de sodium et 5 à 4 kilogrammes de chlorure de magnésium par mètre cube.

(2) Il n'y a pas d'ozone produit, mais du chlore et ses dérivés.

le courant était de 1000 ampères sous 5 volts : pour une population de 16 550 habitants, la dépense par tête et par an serait de 1 fr. 50. Il paraîtrait que ce procédé a été employé en juillet 1899 à *La Havane* pour combattre la fièvre jaune et y a bien réussi : le prix du traitement serait revenu à 2 fr. 50 pour 1000 gallons, soit 0 fr. 60 le mètre cube.

Dans le procédé WEBSTER on ajoute à l'électrolyse l'effet de l'oxyde de fer ou de l'hydrate d'alumine naissant produits par l'attaque de l'anode métallique. Des expériences ont été faites par ROECHLING à *Londres (Crossness)* et à *Salford*. A *Londres* l'eau d'égout a perdu 70 pour 100 des matières organiques et 64,5 de l'azote organique; à *Salford* où on faisait suivre l'opération d'une filtration, on obtint une réduction moyenne de 75,6 pour 100 des matières organiques et 60,6 pour 100 de l'ammoniaque, et le liquide traité ne se putréfiait pas. Au point de vue bactériologique, on a trouvé une réduction de 5 millions à 600 germes par centimètre cube.

D'après les expériences de KÖNIG et REMELÉ le procédé paraît n'agir que comme traitement chimique par les composés du fer et de l'aluminium; ici seulement ces corps sont constitués par le courant électrique, mais celui-ci revient généralement (sauf le cas d'une force naturelle) trop cher à produire.

De nouvelles expériences ont été tentées en 1910 à *Santa Monica* et en 1911 à *Oklahoma* (U. S. A.). Ces dernières ont été suivies par COLLIN qui a estimé que le prix de la désinfection reviendrait à près de 15 francs pour 1000 mètres cubes, mais il ajoute que pour porter un jugement définitif il faudrait faire de nombreuses analyses et déterminer d'une façon précise la densité du courant électrique à employer et la durée de contact.

On a aussi proposé de préparer à la station d'épuration même les solutions de composés chlorés, comme l'*oxychloride process*.

L'*oxychloride process* consiste dans la décomposition électrolytique d'une solution salée ou de l'eau de mer par un courant à haute tension et à faible voltage.

L'appareil comporte une anode en graphite et une cathode métallique toutes deux de section transversale circulaire.

Pour les eaux d'égout le type d'électrolyseur qui a donné le meilleur résultat avait une surface d'électrolysement de 5 mètres carrés, 54 avec un courant de 2700 ampères et 5 volts. La quantité d'hypochlorite formée dépend seulement du nombre d'ampères, elle est d'autant plus grande que la teneur de la solution en sel est plus grande aussi.

Des expériences ont été faites par RIDEAL à *Guildford*, les résultats en sont résumés dans le tableau suivant :

NATURE DE L'EAU	CHLORE ACTIF en milligr. par litre	DURÉE DE CONTACT	NOMBRE DE GERMES PAR CENTIMÈTRE CUBE		
			TOTAL		
			initial	final	
Eau brute	50	4 heures 5	25 000 000	50 000	
	50	id.	id.	20	
	70	id.	id.	10	
Effluent fosse septique.	25	1 heure	2 500 000	20	
	à 44	à 4 heures	à 4 500 000	à 600	
Effluent lit bactérien. .	20	40 minutes	"	"	
	20	2 heures	"	"	
	1 ^{er} contact.	"	1 à 2 000 000	40	
	2 ^e —	4 heures 1/2	"	"	
	5 ^e —	1 heure	"	"	
		2,5	4 heures 1/2	"	"
		0,5	1/2 heure	"	"
	0,5	4 heures 1/2	"	"	

NATURE DE L'EAU	NOMBRE DE GERMES PAR CENTIMÈTRE CUBE			
	B. COLI		B. ENTERITIDIS	
	initial	final moins de	initial	final moins de
Eau brute	1 000 000	1,0	1 000	40,0
	id.	0,2	id.	0,2
	id.	0,2	id.	0,2
Effluent fosse septique.	400 000	1,0	10	1,0
	à 1 000 000	à 0,2	à 1 000	à 0,2
Effluent lit bactérien. .	400 000	0,2	"	"
	1 ^{er} contact.	"	20 à 100	0,2
	2 ^e —	1 000 000	0,2	10 à 1 000
	5 ^e —	1 000	0,2	"
		à 10 000	"	"
		"	10 à 100	1,0
		1 000	0,2	"
	à 10 000	"	"	
	"	"	10 à 100	0,2

Il fait remarquer que l'eau d'égout de *Guildford* est très chargée et qu'on peut en déduire qu'avec d'autres eaux les quantités de chlore pourraient être moins fortes.

Il estime que l'eau d'égout pourrait être ainsi traitée avant d'être envoyée en irrigation au lieu d'employer les précipitants chimiques et les bassins de décantation. Il se produirait moins de boue et l'eau comme la boue seraient moins facilement décomposables. Toutefois il serait généralement préférable de traiter l'eau d'égout par le chlore après un séjour préliminaire en fosse septique : les matières en suspension étant dans un état plus divisé, l'action du chlore sera plus complète.

Lorsqu'on ne peut établir de fosse septique à cause des odeurs dégagées par l'effluent, on peut employer des fosses septiques couvertes de plus petites dimensions et la solution d'oxychlorure serait ajoutée dans un canal couvert d'où l'effluent serait dirigé sur la terre. Il serait possible d'utiliser les fosses septiques existantes en les divisant en deux parties par une cloison : dans la première, ayant une capacité du débit de 24 heures, s'effectuerait la fermentation anaérobie ; dans la seconde, de la capacité de 4 heures seulement, la solution d'oxychlorure serait ajoutée et les matières en suspension plus ou moins stérilisées pourraient se déposer. L'effluent serait dépourvu d'odeurs et de germes dangereux.

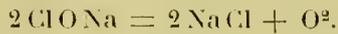
RIDEAL pense qu'un effluent ainsi stérilisé pourrait être rejeté dans les cours d'eau, même si sa composition chimique ne correspond pas à celle imposée par les autorités locales.

Le procédé BERGÉ au peroxyde de chlore a été préconisé pour la stérilisation des eaux destinées à l'alimentation. DZERCINGOWSKI a fait quelques expériences d'application de ce composé à la désinfection des eaux d'égout. La dose de peroxyde de chlore, nécessaire pour détruire les germes de l'eau, diffère avec la nature de ces germes et augmente proportionnellement avec la teneur de l'eau en matières organiques. Il fait remarquer qu'il est indispensable de ne pas employer un excès de réactif car le peroxyde de chlore et les chlorites qu'il produit sont toxiques pour les poissons.

D'après ses calculs la désinfection coûterait de 50 à 160 francs par 1000 mètres cubes d'eau traitée.

Hypochlorites. — Bien que l'hypochlorite de soude ait quelquefois été employé pour la facilité des manipulations dans les expériences et pour la stérilisation des eaux potables, c'est en règle générale l'hypochlorite de chaux qui est utilisé pour la désinfection des eaux d'égout. Il est en effet d'un prix moins élevé et le transport en est moins coûteux, car à poids égal il contient au moins trois fois plus de chlore actif. En effet l'hypochlorite de chaux contient normalement environ le tiers de son poids en chlore, tandis que la solution commerciale d'hypochlorite de soude n'est qu'à 10 pour 100 de chlore.

Les hypochlorites se décomposent facilement pour donner lieu à un dégagement d'oxygène :



Ils ont donc cet avantage que, lorsque leur action est terminée, ils ne laissent dans l'eau aucun composé nuisible.

Les travaux allemands ont porté sur l'emploi de l'hypochlorite de chaux pour détruire les bactéries pathogènes dans les eaux d'égout brutes.

Déjà en 1898, PROSKAUER et ELSNER obtinrent une désinfection suffisante de l'eau d'égout de *Hambourg*, bien clarifiée par le procédé ROTHE-DEGENER, par addition de 2^{gr},7 à 4 grammes de chlore par mètre cube. Ils constatèrent la disparition du *B. coli* après un contact de 10 minutes.

DUNBAR et ZIEN ont établi que pour obtenir la désinfection complète de l'eau d'égout brute de *Hambourg* il fallait employer 25 grammes de chlore par mètre cube d'eau. Ils étudièrent plus tard l'influence de la désinfection sur l'épuration de cette eau.

En 1905, SCHUMACHER étudia la désinfection des eaux usées d'hôpitaux, il obtint les résultats suivants :

**Désinfection des eaux usées brutes de trois hôpitaux
avec l'hypochlorite (SCHUMACHER.)**

CONCENTRATION DE L'HYPPOCHLORITE DE CHAUX	CHLORE* ACTIF en milligr. par litre	HEURES de CONTACT	BACTÉRIES PAR CENTIMÈTRE CUBE		
			NOMBRE INITIAL 25 000 000	NOMBRE INITIAL 57 600 000	NOMBRE INITIAL 21 000 000
			APRÈS TRAITEMENT		
1 à 7 000	45	2	540	200	8 400
"	"	4	140	160	100
"	"	6	200	100	20
"	"	24	160	20	60
1 à 5 000	60	2	60	60	100
"	"	4	160	40	800
"	"	6	120	"	600
"	"	24	50	"	"
1 à 2 000	150	2	80	420	40
"	"	4	20	"	60
"	"	6	20	20	20
1 à 1 000	500	2	60	20	80
"	"	4	120	40	180
"	"	6	40	40	"

* Calculé sur une teneur de 50 pour 100 de chlore dans l'hypochlorite qui n'a pas été indiquée par l'auteur.

SCHWARZ entreprit, en 1906, à *Eppendorf* (Allemagne) des expériences de désinfection sur un volume de 27 mètres cubes avec une durée d'action de 4 heures. Recherchant principalement l'effet du traitement sur le vibrion cholérique, il ajouta à l'eau d'égout un autre vibrion (*Leuchtvibrionen*). Les résultats obtenus sont résumés dans le tableau suivant :

HYPOCHLORITE DE CHAUX		PRÉSENCE DU VIBRION dans 1 cm ³	PRÉSENCE DE B. COLI dans 1 cm ³	NOMBRE DE GERMES par cent. cube
CONCENTRATION	CHLORE PAR LITRE en milligr.*			
1 = 2 000	150	"	0/17	15
1 = 5 000	60	0/51	0/51	25
1 = 10 000	50	0/28	0/7	56
1 = 20 000	15	0/15	0/6	72
1 = 30 000	10	0/10	"	5 620
1 = 40 000	7.5	4/8	"	59 000
Eau d'égout	"	"	"	950 000

* Calculé d'après une teneur de 50 pour 100 de chlore dans l'hypochlorite de chaux.

Il nota que l'addition de l'hypochlorite de chaux au taux de 1 pour 2000 avait une influence fâcheuse sur l'épuration dans les lits bactériens à percolation. Il remarqua la formation de chlorates dans le lit bactérien, jusqu'à plus de 10 milligrammes par litre. SCHWARZ conclut que l'eau d'égout peut être désinfectée d'une façon satisfaisante par l'hypochlorite de chaux après son passage au travers des grilles à barreaux écartés de 1 millimètre. Il faut 60 milligrammes de chlore par litre pour détruire le bacille typhique et 50 à 40 milligrammes pour détruire le vibrion cholérique. L'eau d'égout désinfectée peut alors être épurée sans neutralisation du désinfectant.

A l'Institut des recherches sur les eaux potables et les eaux d'égout de *Berlin*, KRANEPUNKL entreprit de déterminer la dose de chlorure de chaux et le temps d'action nécessaires pour détruire le *B. coli* dans l'eau d'égout de *Berlin*, ce germe étant considéré comme type des bactéries pathogènes et plus résistant que ces dernières. Les expériences étaient faites sur un litre d'eau d'égout et, après le temps d'action déterminé, on neutralisait l'hypochlorite de chaux par l'addition d'une solution stérile d'hyposulfite de soude. Le bouillon nutritif était alors ajouté à un litre entier et le tout porté à l'étuve.

Il obtint les résultats suivants :

CHLORE ACTIF EN MILLIGRAMMES PAR LITRE	RECHERCHE POSITIVE DU B. COLI % DANS UN LITRE	
	Après deux heures de contact.	Après quatre heures de contact.
50	55	22
60	55	50
150	21	10
500	6	0

Au même Institut, KURPJUWEIT étudia la pénétration des particules solides par le désinfectant. Il prépara des cubes de gélatine, ayant un volume de 10 centimètres cubes environ, qu'il immergea dans des solutions d'hypochlorite de chaux pendant des temps déterminés. Les cubes étaient retirés, puis liquéfiés dans de l'eau chaude après y avoir dosé le chlore

actif. Il trouva que la quantité de chlore actif est une fonction régulière du temps de contact et de la concentration de la solution, et qu'il y avait une combinaison chimique du chlore et de la gélatine. Pour déterminer si le chlore pouvait désinfecter avant d'être combiné, des cubes de gélatine analogues furent ensemencés avec du *B. coli* et immergés pendant deux heures dans des solutions de chlore à différentes concentrations.

Chlore actif en milligramme par litre.	Nombre de <i>B. Coli</i> restant dans 10 cc. après deux heures d'action.
0	91 500
60	55 400
150	45 500
500	48 100
5 000	6 600

PHELPS pense, avec juste raison, que les résultats pratiques de ces expériences sont problématiques. Les cubes employés étaient beaucoup plus volumineux que les particules qui se trouvent dans les eaux d'égout; de plus, leur composition ne représentait en aucune façon les masses poreuses et semi-solubles qu'on y rencontre.

La question de la pénétration est importante et il n'est pas douteux que l'efficacité pratique des méthodes de désinfection soit limitée par la facilité avec laquelle le désinfectant pénètre dans les particules solides contenues dans l'eau d'égout. Une expérience de KURPJWEIT est très démonstrative à cet égard.

De l'eau d'égout fut passée à travers des cribles à mailles de 2, 5, 7 et 10 millimètres de diamètre. Quatre échantillons de chacun des filtrats furent traités respectivement par des doses de 150, 500, 600 et 5000 milligrammes de chlore par litre.

Dans l'eau passée aux mailles de 2 millimètres, 150 milligrammes de chlore détruisaient le *B. coli* complètement, tandis que cette même dose détruisait le *B. coli* seulement dans 5 échantillons sur 8 d'eau passée au crible de 10 millimètres. Cependant 5000 milligrammes de chlore par litre étaient nécessaires pour détruire complètement le *B. coli* dans les eaux passées au crible de 10 millimètres.

Les recherches les plus importantes sur la désinfection des

eaux d'égout sont dues aux savants américains qui ont opéré, non seulement sur l'eau d'égout brute, mais sur les effluents des diverses phases de l'épuration biologique.

KELLERMANN, PRATT et KIMBERLY ont effectué des essais de désinfection des eaux d'égout dans les stations que nous avons signalées plus haut à propos de l'emploi du sulfate de cuivre.

A *Launcester* (filtration intermittente) l'addition de 5^{gr},6 à 4^{gr},5 de chlore par mètre cube réduisait le nombre des bactéries de 99,8 à 99,9 pour 100 et le B. coli disparaissait pratiquement.

A *Marion* les résultats furent les suivants :

	CHLORE EN MOYENNE gr. par mètre cube.	RÉDUCTION % DES BACTÉRIES	
		à 20°	à 57°
Effluent de fosse septique .	22 gr. 9	98,8	99,5
Effluent de lit de contact .	2,9 à 5,05	97,6 à 99,8	99,4 à 99,5
Effluent de filtre à sable. .	1,5 à 5,8	94,5 à 99,7	98,5 à 99,2

PHIELPS, opérant sur les eaux d'égout de *Boston*, a obtenu en moyenne les résultats suivants :

CHLORE EN GRAMMES PAR M ³	NOMBRE MOYEN DE BACTÉRIES PAR CENTIMÈTRE CUBE		RÉDUCTION POUR 100
	AVANT	APRÈS	
2	1 400 000	210 000	85,0
4	1 800 000	25 000	98,7
6	2 200 000	6 000	99,7
8	1 900 000	1 200	99,94
10	1 800 000	700	99,96

A *Red Bank* (N. J.), opérant sur de l'eau d'égout septique pendant 2 mois, avec une moyenne de 11^{gr},5 de chlore par mètre cube, le même auteur obtint les résultats suivants :

	AVANT	APRÈS 45 MINUTES	APRÈS 90 MINUTES
Nombre de bactéries par cm ³ à 20° . . .	900 000	2 200	1 400
Nombre de B. coli par cm ³	205 000	75	60

Pour la désinfection de l'effluent des lits percolateurs de *Boston, Phelps* obtint les résultats suivants :

PÉRIODES	TEMPÉRATURE C	CHLORE EN GRAMMES par mètre cube.	RÉDUCTION DES BACTÉRIES POUR 100				
			A 20° C.		A 57° C.		
			TOTALES	LIQUÉFIANTES	TOTALES	ACIDIFIANTES	B COLI
12 nov. au 27 juin. .	7,2	5,4	96,8	98,1	97,4	97,5	99,19
12 nov. au 12 déc. .	5,6	6,5	99,57	99,75	99,81	99,91	99,99
27 janv. au 28 mars.	2,2	5,2	95,8	97,7	96,6	96,4	98,5
27 avril au 27 juin. .	15,6	2,9	97,1	98,0	97,6	97,9	99,07

Dans le traitement de l'effluent des lits percolateurs de *Baltimore* par 2^{3r},2 de chlore en moyenne par mètre cube les résultats de 6 mois d'expérience ont été les suivants :

PAR CENTIMÈTRE CUBE	AVANT	APRÈS	RÉDUCTION POUR 100
Nombre de bactéries à 20° . . .	120 000	4 500	96,6
— à 57°	7 500	590	94,9
— acidifiantes.	2 400	70	97,0
— Coli.	2 000	200	90,0

CLARCK et GAGE ont effectué de nombreux essais portant sur des eaux ayant différentes compositions bactériologiques.

	BACTÉRIES PAR CENTIMÈTRE CUBE		
	A 20°	A 40°	
		TOTALES	ROUGES (ACIDIFIANTES)
Eau d'égout brute . . .	735 000 à 1 500 000	112 500 à 280 000	95 000 à 200 000
Eau d'égout décantée .	895 000 à 2 540 000	140 000 à 505 000	95 000 à 482 000
Eau d'égout septique .	780 000 à 2 000 000	177 500 à 250 000	160 000 à 250 000
Effluents lits de contact.	257 500 à 1 200 000	55 800 à 275 000	24 500 à 175 000
Effluents lits percolateurs . . .	14 200 à 475 000	5 200 à 125 500	2 500 à 115 000
Effluents filtres à sable . . .	60 à 55 000	1 à 4 875	1 à 1 550

Ces auteurs ont déterminé la quantité de chlore nécessaire pour ramener la teneur des eaux en germes aux types que nous avons indiqués plus haut (1) et pour obtenir la stérilité.

Nous indiquons ci-après les nombres extrêmes en grammes par mètre cube :

	STÉRILES	TYPE A		
		20°	40°	
			TOTALES	ROUGES
Eau d'égout brute	26,5	3,8	7,5	7,5
— —	+57,5	18,8	+57,5	+57,5
— — — — —	+57,5	5,8	15,0	7,5
— — — — —	+57,5	18,8	+57,5	+57,5
— — — — —	+57,5	5,8	+57,5	57,5
— — — — —	+57,5	11,5	+57,5	+57,5
Effluents lits de contact . .	57,5	5,8	50,0	11,5
— — — — —	+57,5	18,8	+57,5	+57,5
— — — — —	57,5	— 3,8	5,8	— 5,8
— — — — —	+57,5	7,5	+57,5	50,0
— — — — —	3,8	— 5,8	5,8	— 5,8
— — — — —	+57,5	5,8	18,8	18,8

(1) Voir page 68.

	TYPE B			TYPE C		
	20°	40°		20°	40°	
		TOTALES	ROUGES		TOTALES	ROUGES
Eau d'égout brute	— 5,8	5,8	— 5,8	— 5,8	— 5,8	— 5,8
— —	11,5	11,5	11,5	11,5	7,5	7,5
— décantée	— 5,8	5,8	5,8	— 5,8	— 5,8	— 5,8
— —	15,0	26,5	26,5	15,0	11,5	11,5
— septique	— 5,8	7,5	5,8	— 5,8	5,8	— 5,8
— —	7,5	11,5	11,5	7,5	7,5	7,5
Effluents lifs de contact. . .	— 5,8	5,8	5,8	— 5,8	— 5,8	— 5,8
— —	11,5	22,5	11,5	7,5	11,5	11,5
— percolateurs	— 5,8	— 5,8	— 5,8	— 5,8	— 5,8	— 5,8
— —	7,5	7,5	7,5	3,8	7,5	7,5
— filtres à sable.	"	"	"	"	"	"
— —	— 5,8	— 5,8	5,8	"	— 5,8	— 5,8

Le signe + indique des quantités supérieures à.
Le signe — indique des quantités inférieures à.

Des expériences furent entreprises récemment à *Philadelphie* pour rechercher s'il est possible pratiquement de désinfecter les eaux d'égout débarrassées seulement des plus grosses matières en suspension et pour déterminer la quantité économique de désinfectant à ajouter.

Les expériences antérieures avaient montré la difficulté de désinfecter l'eau d'égout contenant des particules solides de plus de 1 millimètre, aussi aucune expérience ne fut faite avec l'eau d'égout brute.

On a essayé trois traitements préliminaires : grilles à fines mailles, avec ou sans décantation, et décantation seule. La durée de contact a été uniforme : l'eau traversant un bassin pendant deux heures, le débit était d'environ 90 000 mètres cubes par jour. Les résultats sont montrés par la table ci-contre.

On étudia deux conditions : l'une par addition d'une quantité de désinfectant suffisante pour protéger efficacement les villes en aval dans le cas d'une épidémie ; l'autre par addition d'une quantité de désinfectant suffisante pour détruire plus de 95 pour 100 du *B. coli* à un prix modéré.

Avec l'effet supplémentaire de la dilution et de l'oxydation, suivant le rapport, cette dernière condition donnerait un résultat suffisant au point de vue pratique.

Dans le premier cas on obtint une désinfection presque

complète par l'addition de 12 milligrammes de chlore par litre, mais il restait après deux heures un excès assez considérable de chlore. Dans le second cas, avec une dose de chlore moitié moindre, on obtint une désinfection suffisante.

TRAITEMENT PRÉLIMINAIRE de l'eau d'égout	CHLORE ACTIF Ajouté en milligr. par litre		NOMBRE DE BACTÉRIES SUR GÉLATINE A 20° par c ³ en 48 heures			BACTERIUM COLI PAR CENTIMÈTRE CUBE procédé Jackson		
	CHLORE RESTANT DANS L'ÉLÉMENT	CHLORE	initial	final	ÉLIMINATION pour 100	initial	final	ÉLIMINATION pour 100
Grille à mailles fines. . .	12,4	4,7	2 470 000	557	99,99	121 000	20	99,98
— — — — —	6,0	0,3	2 060 000	181 000	91,21	149 000	7 470	95,42
Bassin de décantation. . .	11,9	5,4	2 450 000	550	99,99	145 000	10	99,99
— — — — —	3,4	0,7	760 000	51 000	93,92	67 000	745	98,89
Bassin de décantation et grille.	12,0	5,1	2 150 000	510	99,99	86 000	20	99,98
Bassin de décantation et grille.	4,5	1,4	660 000	22 500	96,59	517 000	1 530	99,57

Les eaux usées de la *Mont Alto Institution (Pennsylvania) U.S.A.* sont épurées par fosses septiques et lits bactériens percolateurs, filtrées au sable et enfin traitées par l'hypochlorite de chaux. Les résultats des analyses bactériologiques ont été les suivants par centimètre cube ⁽¹⁾ :

CHLORE EN GRAMMES par mètre cube	EAU BRUTE		EAU ÉPURÉE		EAU DÉSINFECTÉE	
	BACTÉRIES TOTALES	BACTERIUM COLI	BACTÉRIES TOTALES	BACTERIUM COLI	BACTÉRIES TOTALES	BACTERIUM COLI
2,0	400 000	70 000	120 000	6 000	90	0
2,0	860 000	5 000	540 000	500	90	0
2,4	480 000	60 000	55 000	750	300	0
2,0	540 000	"	60 000	42 000	800	0
4,8	780 000	225 000	60 000	5 000	4 000	0
2,5	420 000	51 500	50 000	250	200	0
3,5	4 000 000	7 000	2 000 000	7 500	1	0
4,9	540 000	90 000	42 000	690	5	0
2,0	500 000	50 000	72 000	5 000	20 000	250
2,0	450 000	10 000	48 000	0	2 500	0
4,0	640 000	150 000	75 000	40 000	100	0

⁽¹⁾ *Eng. Rec.*, 10 août 1912, p. 160.

PHELPS entreprit aussi des expériences pour déterminer la résistance comparative du *B. coli* et du bacille typhique en émulsion aqueuse à la dose de 5 grammes de chlore par mètre cube d'eau suivant la durée de contact :

	RÉDUCTION DES BACTÉRIES 0/0	
	Bacille typhique.	Bacterium coli.
Après 20 minutes.	99,5	92,0
— 40 —	98,2	98,0
— 1 heure.	99,45	99,55
— 2 —	99,60	99,90
— 4 —	99,92	99,96
— 18 —	99,99+	99,99+

On pourrait conclure de ces résultats que le bacille typhique est un peu plus résistant que le *B. coli*, mais Phelps pense que les légères différences peuvent être attribuées aux variations expérimentales. Il ajoute qu'on peut admettre d'une façon générale que le *B. coli* peut être pris comme l'organisme type pour la désinfection des eaux d'égout.

Nous rappellerons les résultats de nos expériences rapportés en 1907 :

	Colonies par cm ² .	Colonies liquéfiantes par cm ² .
Effluent lit percolateur	105 000	8 000
Chlore 5 grammes par mètre cube .	70	120
Chlore 6 grammes par mètre cube .	70	40

De même en 1912, par centimètre cube (Voy. tableau p. 85).

Action du chlore. — Le chlore étant reconnu depuis longtemps comme un agent oxydant très énergique, il y a lieu de penser qu'une partie du chlore employé pour la désinfection oxyde les matières organiques des eaux d'égout et des effluents d'autant que ces eaux contiennent des composés organiques facilement oxydables.

Dans ses expériences de *Guildford*, RIDEAL avait remarqué qu'il y avait un rapport entre la quantité de chlore utilisée par les matières organiques et l'oxygène emprunté au permanganate dans la détermination de l'oxydabilité par la méthode de l'ébullition de cinq minutes. Il établit qu'on pouvait connaître

LITS BACTÉRIENS	A et B	N° 2		N° 5	N° 6
Germes aérobies . .	2 900	1 500 000		56 000	680 000
Germes liquéfiant la gélatine	250	590 000		14 000	75 000
Bacterium coli . . .	1	1 000		100	1 000
DURÉE de CONTACT	1 heure	1 heure	2 heures	1 heure	1 heure
<i>Addition de 2 gr. de chlore par m⁵.</i>					
Germes aérobies . .	24	600 000	500 000	22	240
Germes liquéfiant la gélatine	8	200 000	190 000	46	480
Bacterium coli . . .	0	10	10	0	0
<i>Addition de 5 gr. de chlore par m⁵.</i>					
Germes aérobies . .	2	110	48	54	150
Germes liquéfiant la gélatine	7	90	70	52	580
Bacterium coli . . .	0	0	0	0	0
Oxygène absorbé en 4 heures au moment du prélèvement en millig. par litre . .	5,8	19,4		9,8	12,6

la quantité de chlore ainsi absorbé en multipliant par 1,7 l'oxygène déterminé. L'excès de chlore ajouté produirait alors la désinfection.

Il aurait été très souhaitable que les déclarations de RIDÉAL fussent vérifiées par l'expérience, car une analyse rapide aurait permis de fixer la quantité de chlore nécessaire pour désinfecter une eau d'égout ou un effluent épuré. Malheureusement les travaux américains ont montré qu'elles ne pouvaient être retenues.

KELLERMANN, PRATT et KIMBERLY tirent de leurs expériences les conclusions suivantes :

1° Le rapport du chlore consommé à l'oxygène consommé pendant un contact de cinq minutes ne donne pas une relation constante avec l'oxygène déterminé par la méthode d'ébullition;

2° La concentration du chlore ajouté à l'eau influence la

quantité de chlore absorbé ; ainsi l'absorption pour une dose de 100 grammes par mètre cube est plus que double de celle pour une dose de 50 grammes ;

5° Les concentrations croissantes de chlore jusqu'à 250 gr. par mètre cube augmentent la quantité de chlore absorbé d'une façon très nette, mais au-dessus de cette dose l'absorption augmente très peu, même avec une concentration de 500 grammes par mètre cube ;

4° En portant la période de contact à deux heures, le rapport du chlore à l'oxygène consommé augmente, mais peu, excepté pour les plus hautes concentrations de 250 à 500 gr. de chlore par mètre cube ;

5° La quantité de chlore absorbé en cinq minutes par les divers liquides expérimentés avec des doses de 50, 100, 250 et 500 grammes par mètre cube, varie dans les limites suivantes :

Eau d'égout brute	24 à 148
Eau d'égout septique	41 à 160
Effluent de lit bactérien de contact	42 à 80
Effluent de filtre à sable	55 à 68

6° L'absorption du chlore dépend principalement de la proportion de matière organique dans le liquide traité, augmentant de fait à mesure que l'oxygène absorbé s'accroît, mais pas dans un rapport défini ;

7° Pour la même dose de chlore ajouté, le rapport entre le chlore et l'oxygène consommés paraît croître comme les matières organiques décroissent ;

8° Les matières facilement oxydables dans l'eau d'égout septique expérimentée produisent apparemment une rapide absorption de chlore, augmentant le rapport chlore-oxygène, surtout dans le cas des plus faibles doses de chlore ajouté.

CLARCK et GAGE, plus récemment, arrivent aux mêmes conclusions. Dans leurs expériences, de *Lawrence*, ils trouvèrent que, pour la moitié environ des échantillons d'eau d'égout ou d'effluents épurés, la quantité de chlore calculée d'après le taux d'oxygène absorbé, et la quantité de chlore déterminée par l'expérience sont assez concordantes. Dans un quart des échantillons, la quantité calculée de désinfectant était beaucoup plus faible que celle, reconnue par les expériences, nécessaire pour produire un effet pratique, et dans le dernier

quart la quantité calculée était de 2 à 10 fois plus élevée que celle exigée pour produire une désinfection complète.

Ils en concluent que si les valeurs de l'oxygène absorbé peuvent donner quelque indication sur la quantité de désinfectant à employer, les chances d'erreurs sont si grandes qu'il y a peu de confiance à avoir dans cette méthode d'estimation de la proportion de désinfectant nécessaire.

Un autre point important fut mis en lumière par CLARCK et GAGE, c'est l'action sélective apparente du chlore et des autres désinfectants oxydants sur les diverses espèces de bactéries des eaux d'égout. On a déjà remarqué que, si l'addition d'une certaine quantité de chlore à la plupart des eaux de distribution permet d'obtenir un effluent d'une teneur bactérienne à peu près équivalente, les numérations des germes étant faites sur des plaques à la température du laboratoire, on doit ajouter beaucoup plus de désinfectant pour obtenir un effluent de même type si on fait les numérations à 57 degrés. Il en est de même avec les autres désinfectants oxydants, mais non avec les sels métalliques et les antiseptiques organiques.

La différence de signification des numérations faites à ces deux températures est importante à considérer. A la température du laboratoire on compte bien des types de bactéries dont le nombre est sujet aux fluctuations qui n'ont pas de signification hygiénique ; c'est pourtant la seule numération que l'on fait habituellement. Par contre, les bactéries se développant à 57 degrés, en nombre plus petit, indiquent plus particulièrement les types d'origine fécale et par suite ont un grand intérêt hygiénique. Pourtant, d'après les analyses nombreuses faites en Amérique, dans les conditions ordinaires, il existe pour les eaux naturelles comme pour les eaux d'égout un rapport approximativement défini entre les numérations à ces deux températures. Il n'est que relativement rare de trouver des nombres plus élevés à 57 degrés qu'à la température ordinaire. Ces types ne sont pas du type *Baeterium coli* car il n'y a qu'une petite proportion de colonies rouges sur les plaques à 57 degrés (gélose-lactose-tournesol) ; ce ne sont pas, non plus, dans la majorité des cas, des bactéries sporulées, bien qu'on en trouve, mais en faible proportion.

On recherche généralement le *baeterium coli* comme indice

de contamination fécale, mais il y a d'autres types de bactéries des matières fécales qui sont aussi nombreuses et qui peuvent avoir et probablement autant ou plus de signification que les bactéries du type *bacterium coli*. Dans la désinfection des eaux naturelles et des eaux d'égout, le jugement porte uniquement sur les résultats bactériologiques, et si les bactéries du groupe fécal sont moins facilement détruites que les autres espèces, ce fait a la plus haute importance et mérite de retenir l'attention.

On a déjà signalé qu'après la désinfection de l'eau, les bactéries peuvent se multiplier à nouveau. CLARCK et GAGE ont montré qu'il en est de même avec les eaux d'égout et leurs effluents traités par le chlore. Dans un grand nombre d'échantillons ils trouvaient que les bactéries étaient réduites à un très petit nombre si on faisait lesensemencements au bout de 2 à 4 heures; les ensemencements après 24 heures montraient un développement secondaire des bactéries. Cependant cette multiplication bactérienne ne fut observée que pendant une partie des expériences et jamais dans les effluents de filtres à sable. Ils expliquent ce phénomène de la façon suivante: les matières organiques des eaux d'égout ou de leurs effluents absorbent l'oxygène; si tout l'oxygène est absorbé avant la stérilisation complète, les bactéries qui ont résisté se multiplient. La destruction d'une grande proportion des bactéries comprend probablement tous les individus de certaines espèces; la concurrence vitale est donc diminuée de ce fait. De plus, l'oxydation de certaines matières organiques a supprimé les matériaux nutritifs de quelques espèces de bactéries. Dans les effluents de filtres à sable, par contre, la matière organique est généralement très oxydée, et probablement n'absorbe pas d'oxygène, de sorte que, non seulement les plus petites quantités de désinfectant sont employées à détruire les bactéries, mais encore il en reste suffisamment pour prévenir tout nouveau développement.

Quelle est l'importance hygiénique de cette multiplication?

D'après les expériences de CLARCK et GAGE, elle se constate aussi bien par les numérations à 20 degrés que par celles à 57 degrés et particulièrement pour les bactéries produisant de l'acide, parmi lesquelles se trouve le *bacterium coli*. Ces

auteurs se sont aussi demandé si cette multiplication se produisait lorsque l'effluent désinfecté était rejeté à la rivière. Leurs premières expériences montrent que, dans le mélange des deux eaux, l'augmentation est plus grande que dans l'effluent et dans l'eau de la rivière examinés séparément, surtout d'après les numérations à 57 degrés.

Nous ne pensons pas qu'on puisse tirer de ces expériences des conclusions définitives, car au laboratoire les circonstances sont toutes différentes de celles qui se trouvent naturellement réalisées dans la rivière, aération, insolation, décaantation, organismes vivants (poissons, insectes), toutes causes qui influent considérablement sur la flore bactérienne de l'eau.

Coût de la désinfection à l'hypochlorite de chaux. — L'hypochlorite de chaux vaut actuellement de 16 à 20 francs les 100 kilogs, suivant les quantités et l'éloignement du lieu de production. Comme nous l'avons déjà dit plus haut, le produit commercial contient environ le tiers de son poids en chlore actif. Les 100 kilogs de chlore reviennent donc de 48 à 60 francs.

La désinfection de 1000 mètres cubes d'eau d'égout ou d'effluent suivant la dose de chlore ajoutée reviendra à :

0 fr. 96 à	1 fr. 20	pour	2	grammes de chlore par	mètre cube.
2 fr. 40 à	5 fr. 00	—	5	—	—
4 fr. 80 à	6 fr. 00	—	10	—	—
9 fr. 60 à	12 fr. 00	—	20	—	—

Critique de la désinfection. — Dans les comptes rendus des travaux de la *Royal Commission of Sewage Disposal*, HOUSTON a discuté les principaux arguments qu'on peut faire valoir contre la désinfection des effluents d'eaux d'égout par les produits chimiques :

1° Le liquide désinfecté peut être rendu toxique ou tout au moins nuisible par un excès de réactif. On connaît heureusement des germicides qui, après la désinfection, ne laissent pas dans le liquide de quantités appréciables de substances toxiques. Le chlore est de ce nombre et disparaît très rapidement lorsqu'il n'y a pas un trop grand excès;

2° Le coût de la désinfection peut être excessif. — Stéri-

liser un effluent rejeté dans une grande masse d'eau sujette aux marées, si ce n'est lorsqu'il y a lieu de protéger les coquillages, entraîne à des dépenses injustifiables. Mais stériliser un effluent rejeté dans un volume beaucoup plus grand d'eau de rivière en amont et près d'une prise pour une distribution, entraîne une dépense qui sera considérée comme négligeable par le consommateur. On a aussi cité, comme argument contre la désinfection, la dépense dans le cas hypothétique d'une grande ville.

Un argument beaucoup plus sérieux est que, généralement, les eaux d'orage ne sont pas pratiquement désinfectables; or, on sait qu'elles sont bactériologiquement presque aussi impures que les eaux d'égout. D'ailleurs, dans certaines villes, une partie seulement des eaux d'orage s'écoule à la station d'épuration, par suite de la position des déversoirs d'orages dans le système d'égouts.

Enfin, une entreprise de distribution puisant l'eau dans une rivière de moyenne importance doit, ordinairement, que les effluents déversés dans la rivière soient désinfectés ou non, adopter des dispositifs coûteux pour rendre l'eau potable: mais si les effluents déversés sont désinfectés, l'entreprise de distribution pourra adopter des dispositifs moins coûteux, ou s'ils sont aussi coûteux, l'eau distribuée sera plus sûrement saine;

5° La désinfection détruisant les bactéries qui achèvent l'épuration, on peut craindre que l'épuration finale de l'effluent soit enrayée ou retardée. Ces craintes ne sont guère fondées, car la nature a pourvu à de telles contingences et les bactéries oxydantes et nitrifiantes très répandues existent toujours dans les eaux de rivière;

4° La stérilisation n'est pas nécessaire lorsque les effluents sont convenablement épurés. Cela serait exact si les procédés d'épuration, tels qu'ils sont employés actuellement, assuraient la destruction des germes spécifiques des maladies, ou si les effluents étaient déversés dans des rivières dont l'eau n'est pas distribuée pour l'alimentation ou dans des estuaires où il n'y a pas de pares à coquillages, car l'expérience montre que les effluents ne sont qu'en partie débarrassés des germes contenus dans l'eau d'égout.

Comme conclusion, HOUSTON pense qu'on peut admettre que, en se plaçant au point de vue hygiénique, la désinfection des effluents d'eau d'égout est désirable et qu'il n'y a aucun argument contre cette pratique, si ce n'est toutefois la dépense qui n'est pas hors de proportion avec le but à atteindre.

Désinfection et stérilisation. — Nous avons employé jusqu'ici le terme désinfection pour définir l'opération qui consiste à réduire le nombre des germes contenus dans les eaux traitées à un taux extrêmement bas par rapport au nombre initial. La stérilisation, au contraire, signifie la suppression totale de ces germes.

Si la désinfection est généralement peu coûteuse, surtout lorsqu'il s'agit d'effluents convenablement épurés, la stérilisation comporte des dépenses très importantes et force, par exemple, à employer des doses de chlore si élevées qu'il en reste toujours un excès notable dans l'eau évacuée. Il est vrai que cet excès disparaît très rapidement dans une rivière aux dépens des matières organiques qu'il rencontrera, mais il pourra être nuisible aux poissons.

La stérilisation des eaux vannes des hôpitaux est toujours désirable lorsque ces eaux sont rejetées dans des égouts qui les conduisent sur des champs d'épandage ou à des installations d'épuration biologique. Mais cette opération ne peut être effectuée partout où se trouve un individu rejetant des germes de maladies infectieuses et, quelles que soient les prescriptions imposées, on ne peut espérer qu'elles seront toujours suivies.

Ce n'est donc que dans le cas d'eaux vannes contenant habituellement des germes infectieux qu'on peut exiger la stérilisation; pour les eaux d'égout des villes, bien que celles-ci puissent être contaminées par ces germes, seule la désinfection est recommandable.

Pour la désinfection, la question se pose de savoir si on doit traiter les eaux d'égout brutes ou les effluents épurés. La première méthode aurait l'avantage de supprimer la plupart des germes non seulement dans les eaux, mais aussi dans les boues, ce qui rendrait moins dangereuse la manipulation de ces dernières. Mais, d'autre part, de nombreuses expériences

ont montré la difficulté de désinfecter convenablement les matières solides par les réactifs chimiques, qui ne peuvent pénétrer dans leur masse. De plus, par suite de la présence de ces matières solides en suspension, on doit employer des doses de chlore beaucoup plus considérables et la dépense s'accroît en proportion. On a aussi proposé de désinfecter les effluents de fosses septiques, mais ici encore la dose convenable de chlore est importante, car, bien qu'ils ne contiennent pratiquement que de faibles quantités de matières en suspension, les fermentations anaérobies y ont développé une foule de produits réducteurs, dont le type est l'hydrogène sulfuré, qui s'empare d'une partie importante du chlore ajouté.

Lorsque les circonstances permettent d'éluder l'épuration, mais s'il est utile de désinfecter les eaux d'égout avant leur rejet, par exemple dans la mer à proximité de bancs de coquillages, il est beaucoup moins coûteux de pratiquer la décantation des eaux dans des bassins dont l'effluent est ensuite traité par le chlore.

Dans la grande majorité des cas, les eaux d'égout doivent être épurées avant leur rejet à la rivière : il sera alors très facile et relativement peu coûteux de désinfecter l'effluent à la sortie de la station. Comme nous l'avons vu, la dose de chlore nécessaire est alors d'autant plus faible que l'effluent est mieux épuré. Il s'en suit que l'on a le plus grand intérêt à obtenir la meilleure épuration pour que l'effluent final, ne contenant plus de germes dangereux, soit produit avec le minimum de dépenses.

On admet que l'épuration des eaux d'égout est convenablement réalisée lorsque la rivière qui reçoit les effluents n'est pas sensiblement plus polluée en aval qu'en amont du point de déversement. Nous pensons que cette règle pourrait être appliquée à la désinfection et qu'un effluent sera suffisamment désinfecté lorsque le nombre de germes des eaux de la rivière qui le reçoit ne sera pas sensiblement plus élevé en aval qu'en amont de la station.

BIBLIOGRAPHIE

E. IMBEAUX. — L'alimentation en eau et l'assainissement des villes. Paris, 1902.

S. RIDEAL. — Oxychloride sewage purification. *San. Rec.*, 6 oct. 1904.

S. RIDEAL. — On the sterilisation of effluents. *Journal of the R. San. Inst.*, XXVI, 1905, p. 578.

E. B. PHELPS et W. T. CARPENTER. — The sterilisation of sewage filter effluents. *Tech. Quarterly*, vol. XIX, n° 4, déc. 1906.

K. DZERSCHIGOWSKI. — De la désinfection des eaux d'égout. *Arch. des Sc. biol. de St-Petersbourg*, t. XII, 1906, p. 248.

K. F. KELLERMANN, R. WINTHROP PRATT et A. ELLIOTT KIMBERLY. — The desinfection of sewage effluents for the protection of public water supplies. *U. S. Depart. of agriculture Bull.*, 115, Washington, 1907.

E. C. MOORE and E. J. SILCOCK. — Sanitary Engineering. London, 1909, t. II, p. 685.

DR. BRÉCHOT. — Désinfection de l'effluent des W.-C. par incinération des matières fécales et stérilisation des liquides par ébullition. *Revue d'Hygiène*, 1909, p. 1566.

E. B. PHELPS. — The desinfection of sewage and sewage filters effluents. *U. S. Geological Survey*, paper 229, Washington, 1909.

E. B. PHELPS. — The desinfection of water and sewage. *Proc. of the Eng. club of Philadelphie*, avril, 1910.

A. C. HURSTON. — Sterilisation of sewage effluents. *Royal Com. of sewage disposal*, 5^e rapp., 4^e app., p. 84, 1910.

H. C. H. SCHENTON. — The sterilisation of water and sewage effluents. *San. Rec.*, 22 sept. 1910, p. 277.

L. P. KINNICUTT, C. E. WINSLOW et R. WINTHROP PRATT. — Sewage disposal, New-York, 1910.

E. B. PHELPS. — The chemical desinfection of water and sewage. *Journal of the American Public Health Ass.*, sept. 1911.

Experimental desinfection of sewage of Philadelphie. *Eng. Rec.*, 6 mai 1911, p. 510.

The proposed desinfection of sewage at New Bedford. *Eng. Rec.*, 2 sept. 1911, p. 269.

H. W. CLARCK and STEPHEN DE M. GAGE. — Experiments upon the desinfection of sewage and the effluents from sewage filters. *55th. report of the Massachusetts state Board of Health*, 1912.

The Electrolytic treatment of sewage. *Eng. Rec.*, 15 juillet 1912, p. 55.

A. CALMETTE et ED. ROLANTS. — Recherches sur l'épuration biologique et chimique des eaux d'égout. Vol. II, 1907, p. 74; vol. III, 1908, p. 95; vol. VII, 1912, p. 269 et 272; vol. VIII, 1915, p. 51, 178 et 244.

CHAPITRE VII

NITRIFICATION ET DÉNITRIFICATION (1)

I. — Nitrification.

La question de la nitrification présente un intérêt capital dans l'étude de l'épuration des eaux résiduaires par les procédés biologiques, car ce sont les microbes nitrificateurs qui doivent transformer en nitrates, dans les lits bactériens d'épuration, les sels ammoniacaux résultant de la dégradation des matières azotées par les autres microbes.

Historique. — Le phénomène de la nitrification a été observé et étudié dès le xviii^e siècle dans les nitrières que l'on exploitait pour la fabrication de la poudre. Mais la cause de cette formation de salpêtre était restée inconnue : on considérait, jusqu'en 1878, la nitrification comme un phénomène catalytique résultant de la condensation et de l'oxydation de l'ammoniaque atmosphérique sous l'influence de certains corps poreux. Nous savons aujourd'hui, grâce aux recherches de SCHLOESING et MÜNTZ que la nitrification est un phénomène biologique, résultant de l'activité vitale de microbes. En isolant ces microbes à l'état pur, WINOGRADSKY a démontré en 1890 que la nitrification provient non pas d'un, mais de deux ferments distincts. Le premier, appelé ferment nitreux, oxyde les sels ammoniacaux et donne des nitrites ; le second.

(1) Nous croyons nécessaire d'exposer de nouveau, dans ce volume, l'état actuel de nos connaissances sur les phénomènes de la nitrification et de la dénitrification, si importantes pour l'épuration des eaux résiduaires, ces questions n'ayant été traitées que dans le tome I^{er}, aujourd'hui épuisé, et dans le tome III de nos recherches.

appelé ferment nitrique, oxyde les nitrites et les transforme en nitrates. L'oxydation de l'ammoniaque se fait donc en étapes et à chaque étape correspond un microbe différent. En possession des microbes nitrificateurs purs, WINOGRADSKY, puis WINOGRADSKY et OMÉLIANSKI et enfin BOULLANGER et MASSOL ont pu étudier et indiquer leurs principales propriétés, dont la connaissance présente le plus grand intérêt pour l'hygiène et l'agriculture. Ce sont ces propriétés que nous allons exposer brièvement.

Isolement des microbes nitrificateurs. — L'isolement des ferments nitrificateurs est assez particulier. Ces ferments, surtout le ferment nitreux, ne se développent pas sur les milieux organiques solides, à base de gélatine ou gélose, qu'on emploie ordinairement en microbiologie. Pour le ferment nitreux, il est nécessaire de recourir à un milieu purement minéral, qu'on obtient en coagulant par des sels appropriés une solution de silice. On prépare ainsi des plaques de silice gélatineuse, complètement exemptes de matières organiques, et renfermant seulement, à côté du sulfate d'ammoniaque qui doit être oxydé et du carbonate de magnésie destiné à saturer l'acide nitreux formé, un peu de chlorure de sodium, de phosphate de potasse, de sulfate de magnésie et de sulfate ferreux. Ces plaques sontensemencées avec de la délayure de terre : les ferments nitreux s'y développent lentement et donnent bientôt naissance à de fines colonies qu'on réensemence par piqûre dans un milieu liquide stérilisé et purement minéral, contenant par litre 2 grammes de sulfate d'ammoniaque, 2 grammes de chlorure de sodium, un gramme de phosphate de potasse, 50 centigrammes de sulfate de magnésie et 40 centigrammes de sulfate ferreux.

Pour le ferment nitrique, le milieu purement minéral n'est pas nécessaire pour l'isolement et on a recours ordinairement à la gélose renfermant par litre 2 grammes de nitrite de soude, 1 gramme de carbonate de soude calciné, des traces de phosphate de potasse et 15 grammes de gélose. Les plaques préparées avec cette gélose sontensemencées avec de la délayure de terre : les colonies, très petites, s'y déve-

loppent lentement, et on les repique dans le milieu minéral nitrifié indiqué plus haut.

Ces ferments nitreux et nitriques ne se développent pas sur le bouillon de viande ordinaire : on peut donc contrôler la pureté des cultures en les ensemençant sur bouillon ; celui-ci doit rester limpide si les cultures sont pures.

Pour suivre la nitrification dans les cultures, trois réactifs sont nécessaires : le réactif de Nessler qui révèle l'ammoniaque, le réactif de Trommsdorf qui sert pour les nitrites, et la diphénylamine en solution sulfurique pour les nitrites et les nitrates. En détruisant au préalable les nitrites par ébullition du liquide avec un peu d'urée et d'acide sulfurique, la diphénylamine nous renseigne sur la présence des nitrates.

Morphologie des microbes nitrificateurs. — Les ferments nitreux se présentent soit sous la forme de bactéries sphériques immobiles ayant jusqu'à 5 μ de diamètre (*Nitrosococcus*), soit sous la forme de bâtonnets courts, elliptiques et mobiles (*Nitrosomonas*). Ces bactéries sont souvent ciliées, et s'agglomèrent parfois en zoogloées plus ou moins volumineuses.

On ne connaît qu'une seule espèce de ferment nitrique : elle a la forme de petits bâtonnets immobiles de 0 μ 50 de long sur 0 μ 25 de large.

La résistance à la chaleur de ces ferments est assez faible ; une exposition de cinq minutes à 45° en milieu liquide tue les ferments nitreux ; une exposition de cinq minutes à 55° en milieu liquide tue le ferment nitrique. La température optimale de culture est de 57° pour les deux organismes ; à 20° l'action est plus lente ; elle devient nulle à 45°.

Propriétés des ferments nitreux. — Les propriétés physiologiques des ferments nitreux sont très particulières. BOUTLANGER et MASSOL ont établi que des cultures pures de ferment nitreux sont capables d'oxyder l'ammoniaque tant que la concentration du milieu ne dépasse pas 50 à 50 grammes de sulfate d'ammoniaque par litre, et que le ferment nitreux peut transformer le sulfate d'ammoniaque en présence de la plupart des carbonates. Il se forme alors le nitrite correspon-

dant à la base du carbonate employé. WINOGRADSKI a montré en outre que les matières organiques gênent le travail des ferments nitreux. Une dose de 0,025 pour 100 de glucose ou de peptone, de 0,05 pour 100 d'asparagine, de 0,2 pour 100 de glycérine ralentit déjà l'action oxydante; les proportions de 0,2 pour 100 de glucose ou de peptone, de 0,5 pour 100 d'asparagine l'arrêtent complètement. Les recherches d'OMÉLIANSKI ont montré depuis qu'aucune matière organique ne peut servir à l'alimentation des ferments nitreux. Ces microbes sont donc incapables d'attaquer les matières organiques azotées complexes : celles-ci doivent être dégradées au préalable par les microbes ammonisants et les ferments nitreux n'interviennent que quand la dégradation a atteint le terme ammoniacal. Le trait le plus caractéristique de la physiologie de ces microbes est d'avoir la faculté d'assimiler le carbone de l'acide carbonique. Cette assimilation a été démontrée par WINOGRADSKI en dosant le carbone organique formé par les cultures dans les milieux qui n'en contenaient aucune trace avant l'ensemencement. La source d'énergie nécessaire pour la décomposition de l'acide carbonique est la chaleur dégagée par l'oxydation de l'ammoniaque.

Le ferment nitreux, ensemencé dans un milieu ammoniacal, n'y produit que des nitrites et il est par conséquent incapable de pousser l'oxydation jusqu'au terme nitrate. GODLEWSKI a montré en outre que pendant cette nitrification, une fraction de l'azote ammoniacal passe à l'état d'azote libre. Cette proportion est de 2 à 16 pour 100 de l'azote ammoniacal transformé, et il est probable que ce dégagement d'azote provient de la décomposition du nitrite d'ammoniaque qui peut se former avant que l'acide nitreux soit saturé par le carbonate de magnésie.

Propriétés des ferments nitriques. — Les propriétés physiologiques des ferments nitriques se rapprochent beaucoup de celles des ferments nitreux. BOULLANGER et MASSOL ont établi que le ferment nitrique peut produire la nitratisation dans des milieux contenant jusqu'à 20 grammes de nitrite par litre. Les expériences de WINOGRADSKI ont montré que le ferment nitrique est gêné dans son travail par la présence des matières

organiques; cependant sa sensibilité est moindre que celle du ferment nitreux. L'action du microbe n'est arrêtée que par des doses de 0,5 pour 100 de glucose, 1,25 pour 100 de peptone, 1 pour 100 d'asparagine, de glycérine, d'urée, etc. Mais ce microbe présente une sensibilité extraordinaire vis-à-vis de l'ammoniaque : 5 milligrammes d'ammoniaque par litre gênent déjà sa marche; 150 milligrammes l'arrêtent complètement. BOULLANGER et MASSOL ont montré depuis que cette action curieuse de l'ammoniaque se manifeste surtout sur le ferment nitrique « végétal » en gênant beaucoup sa multiplication, mais qu'elle est peu accentuée sur la fonction oxydante du microbe développé. En effet, quand un ferment nitrique est en voie de nitrification, on peut ajouter au milieu jusqu'à 2 grammes d'ammoniaque par litre sans provoquer un retard bien sensible dans le phénomène. Il est très probable que l'action nocive des matières organiques sur les microbes nitrificateurs est du même ordre; ces matières gênent la multiplication, mais sont à peu près sans action sur la marche des microbes bien développés. Ces faits sont particulièrement importants pour l'explication des phénomènes de symbiose des deux organismes dans la nature, comme nous le verrons plus loin.

Le ferment nitrique est inactif vis-à-vis des matières organiques azotées et de l'ammoniaque; il n'attaque que les nitrites et les transforme en nitrates. Comme le ferment nitreux, il peut assimiler le carbone de l'acide carbonique, puisqu'il peut vivre indéfiniment dans les milieux complètement privés de carbone organique et ne contenant, comme élément carboné, que du carbonate de soude.

Nitrification dans la nature. — Quand on cherche à produire au laboratoire la symbiose des deux microbes nitrificateurs en les ensemençant simultanément dans un milieu ammoniacal convenable, on n'observe presque jamais la vie symbiotique; l'ammoniaque passe d'abord entièrement à l'état de nitrite et quand la phase nitreuse est complètement terminée le ferment nitrique se développe et transforme les nitrites en nitrates. Les deux phénomènes ne sont donc pas simultanés, mais successifs. Ce fait s'explique aisément par l'action para-

lysante de l'ammoniaque sur le ferment nitrique. WINOGRADSKI et OMÉLIANSKI se sont basés sur cette observation, ainsi que sur la sensibilité extrême du ferment nitreux aux matières organiques, pour expliquer de la façon suivante les phénomènes de nitrification dans la nature : le ferment nitreux, gêné par les matières organiques complexes, ne se développe et ne commence son action que lorsque la décomposition de ces matières par les autres microbes est déjà très avancée; le ferment nitrique, paralysé par l'ammoniaque, reste à l'état de repos pendant la phase nitreuse et il n'oxyde les nitrites que quand les dernières traces d'ammoniaque ont disparu.

Cette théorie est parfaitement d'accord avec les faits qu'on observe au laboratoire dans l'étude des ferments nitrificateurs cultivés sur milieux liquides, mais elle est en opposition avec beaucoup d'observations de la pratique. Quand on examine la nitrification naturelle dans les sols ou dans les lits bactériens d'épuration d'eaux résiduaires, on constate que le phénomène se traduit toujours par une formation de nitrates et que la production des nitrites est nulle ou insignifiante. Dans les conditions de vie naturelle des microbes, leur action est donc toujours symbiotique. Ajoutons que l'observation pratique montre, dans les sols comme dans les lits bactériens d'épuration, que ce fonctionnement simultané des deux microbes se manifeste toujours, même en présence de doses d'ammoniaque et de matières organiques parfois considérables. Ces faits semblent mal s'accorder avec les propriétés physiologiques, exposées plus haut, des microbes de la nitrification.

Ces contradictions ne sont qu'apparentes. BOULLANGER et MASSOL ont établi que la multiplication du ferment nitrique peut se faire en présence de l'ammoniaque, tant que la dose de sel ammoniacal n'est pas trop élevée. Il en est de même pour le ferment nitreux en présence de matières organiques. Cette multiplication est, il est vrai, d'autant plus rapide que la proportion d'ammoniaque et de matières organiques est moindre, mais elle ne cesse que quand cette proportion devient considérable et atteint par exemple, pour l'ammoniaque, 200 milligrammes par litre. En outre, les matières organiques sur le ferment nitreux et l'ammoniaque sur le ferment nitrique n'agissent que très faiblement sur la fonction oxydante des

microbes *développés*. BOULLANGER et MASSOL ont montré qu'on peut ajouter jusqu'à 2 grammes d'ammoniaque par litre sur une fermentation nitrique *en pleine marche* sans la gêner sensiblement. Il devient alors facile d'expliquer les résultats opposés de la nitrification au laboratoire et dans la nature. Au laboratoire, on ensemence les deux ferments, généralement en petite quantité, dans un milieu contenant une forte proportion d'ammoniaque. Il en résulte que la multiplication du ferment nitrique se fait mal ou même ne se fait pas et que la phase nitreuse se termine avant que la phase nitrique soit commencée : le ferment nitrique ne se développe que quand l'ammoniaque a disparu. Mais si on ajoute maintenant de l'ammoniaque, même à forte dose, après une première nitrification qui a permis le développement successif des deux organismes, l'action de l'ammoniaque devient insensible, les deux ferments travaillent alors simultanément, et on observe un phénomène absolument analogue au phénomène naturel : toute l'ammoniaque passe à l'état de nitrates et il ne se forme que des traces de nitrites. On obtient des résultats analogues avec les matières organiques : la multiplication du ferment nitreux est difficile au début, mais après développement, on peut ajouter des quantités assez fortes de matières organiques sans modifier la marche du phénomène.

Dans la nature, les conditions sont à peu près les mêmes. Nous nous trouvons ordinairement en présence de supports peuplés, comme le sol et les lits bactériens d'épuration, supports en voie de nitrification continue, sur lesquels les doses ordinaires de matières organiques et d'ammoniaque sont à peu près sans action et où le phénomène s'effectue par suite toujours sous la forme symbiotique. Dans la nature, la nitrification s'établit donc de la façon suivante : les milieux qui nitrifient ne renferment jamais des doses d'ammoniaque ou de matières organiques solubles susceptibles d'arrêter toute multiplication des ferments nitrificateurs. Les deux ferments se multiplient donc dès le début, plus ou moins vite suivant les conditions de milieu, mais il arrive bientôt un moment où les particules du sol et les matériaux des lits bactériens sont peuplés par les deux microbes. Au fur et à mesure que le développement microbien s'accroît, la sensibilité à

l'ammoniaque et aux matières organiques diminue et bientôt la symbiose s'effectue d'une façon parfaite. Même si les conditions viennent à changer et si le taux de matières organiques ou d'ammoniaque s'élève, la marche simultanée des deux ferments ne cesse pas, car il faudrait pour l'arrêter atteindre et maintenir des doses qu'on ne rencontre jamais dans la pratique. D'autres phénomènes interviennent d'ailleurs; l'excès de matières organiques provoque, comme nous le verrons, la dénitrification, avec grande consommation de ces matières. Le taux descend ainsi rapidement au-dessous de la limite nuisible pour les ferments nitrificateurs. Les matières organiques sont en outre fixées sur les particules du sol ou sur les matériaux des lits bactériens, et les ferments nitrificateurs peuvent se développer dans les liquides appauvris qui baignent ces particules ou ces matériaux, tandis que les microbes ammonisants s'implantent sur les matières organiques et les dégradent peu à peu à l'état d'ammoniaque qui passe dans le liquide. Tous ces phénomènes permettent d'élucider entièrement les contradictions qui existent entre les résultats fournis par l'examen des propriétés physiologiques des microbes nitrificateurs au laboratoire, et les observations faites sur la nitrification dans la nature.

MM. MÜNTZ et LAINÉ ont étudié directement la nitrification naturelle et ont pu la rendre très intense en arrosant une couche de noir animal, ensemencé d'organismes nitrificateurs, avec une solution de sulfate d'ammoniaque à 7,5 pour 1000. La quantité de nitre obtenue en un jour pour 10 décimètres cubes de noir animal est, en nitrate de potasse, de 8 gr. 40. Une couche de 2 mètres de hauteur sur un hectare de surface donnerait environ 16 000 kilogrammes par jour. Mais la dilution du sulfate d'ammoniaque entraîne celle du nitre produit; pour le recueillir, il faudrait évaporer de grandes quantités de liquide. On évite cet inconvénient en ajoutant à l'eau chargée de nitre une nouvelle quantité de sel ammoniacal: elle se prête alors à une nouvelle nitrification, et en arrosant à plusieurs reprises avec du sulfate d'ammoniaque à 1 ou 2 p. 1000 des mélanges, maintenus humides, de terre et de terreau, on peut y provoquer une accumulation de nitre qui atteint la proportion de 27 à 55 grammes par kilogramme de terre. Le liquide qui

imprègne la terre peut contenir jusqu'à 157 grammes de salpêtre par litre : on peut donc obtenir ainsi des nitrrières à action rapide et à haut rendement. Le maximum d'activité a été relevé entre 24° et 50° sauf pour le terreau, auquel convient une température plus basse.

En opérant dans ces conditions spéciales, MM. MÜNTZ et LAINÉ ont constaté que, sous la forme d'humus, la matière carbonée est plutôt favorable que défavorable à la nitrification. Si on ensemence des solutions nitrifiables avec divers échantillons de terres, ce sont celles qui reçoivent la terre la plus riche en humus, qui produisent dès le début le plus de nitre. D'autre part, dans le terreau stérilisé, la nitrification est plus active que dans une terre argilo-calcaire stérilisée, ensemencée avec le même échantillon. Il semble donc que les terres riches en humus apportent plus d'organismes nitrificateurs et qu'elles soient aussi plus favorables à leur multiplication.

La nitrification dans les lits bactériens d'épuration d'eaux résiduaires a été spécialement étudiée par ROLANTS, et ses travaux ont été résumés dans le troisième volume de ses *Recherches* (1). Nous nous bornerons donc à en exposer ici brièvement les conclusions.

Les sels ammoniacaux, même ceux ayant une réaction alcaline, peuvent être nitrifiés intégralement dans les lits bactériens. L'ammoniaque libre, en proportion assez forte, gêne la nitrification.

La plupart des composés organiques azotés et surtout ceux qui dérivent, soit d'une digestion diastasique seule, soit d'une décomposition microbienne, se transforment dans les lits bactériens en ammoniaque qui fournit des nitrates par l'action des ferments nitrificateurs. Cependant, certains de ces composés étant très nutritifs, les ferments dénitrificateurs se développent facilement en leur présence et détruisent le travail des ferments nitrificateurs : il en résulte un dégagement d'azote.

La décomposition des matières organiques azotées peut se produire en même temps que la nitrification dans les lits bactériens : les deux fermentations ne semblent pas se gêner.

(1) Voir *Ces Recherches*, Tome III, 1908, p. 66.

Le glucose ralentit la nitrification, et, quand le liquide est riche en glucose, on voit apparaître une dénitrification très active. Pour une eau très chargée en matières hydrocarbonées, le séjour dans les lits bactériens aérobie peut faire disparaître l'azote sans que l'acide nitrique puisse être décelé. Les eaux d'égout étant de composition très complexe, il n'y a donc pas lieu d'attacher une trop grande importance à la formation de quantités notables de nitrates : il est préférable de se contenter de voir si l'azote ammoniacal et surtout l'azote organique ont disparu.

L'acidité des eaux, même faible, est nuisible à la nitrification dans les lits bactériens. L'alcalinité faible est favorable, et elle ne nuit pas à la nitrification même quand elle est assez forte. Les sulfures ne gênent la nitrification qu'à forte dose ; il en est de même des antiseptiques (acide phénique, lysol, fluorures, etc.).

II. Dénitrification. — La dénitrification est le phénomène inverse de la nitrification : elle comporte une décomposition des nitrates en nitrites, oxydes d'azote, azote et ammoniaque, et cette décomposition peut avoir lieu soit par voie chimique, soit par voie microbienne. La dénitrification présente une grande importance en agriculture et en hygiène : elle transforme en effet les nitrates, directement assimilables par les végétaux, en corps beaucoup plus difficiles à utiliser et peut par suite entraîner, dans certaines conditions, des pertes notables d'azote. Elle intervient dans les phénomènes d'épuration des eaux résiduaires en détruisant les nitrates et en décomposant en même temps certaines matières organiques.

Les microbes capables de produire la dénitrification sont extrêmement nombreux et tous ne décomposent pas les nitrates de la même manière. Certains organismes réduisent les nitrates en nitrites et en ammoniaque, d'autres donnent du protoxyde et du bioxyde d'azote, d'autres enfin dégagent de l'azote libre. Ces diverses réactions ont été observées depuis longtemps et SCULOESING (père) a montré par exemple que les nitrates peuvent être réduits dans les terres, avec formation d'acide nitreux, de protoxyde et de bioxyde d'azote et que le phénomène ne se produit plus si la terre est chauffée à 100°.

MENSEL, en 1875, constata une réduction des nitrates dans les eaux et conclut nettement à une action microbienne, arrêtée par les antiseptiques et le chauffage, et favorisée par la présence de matières hydrocarbonées. En 1882 et en 1886, GAYON et DUPETIT ont étudié le phénomène et constaté que la propriété de réduire les nitrates se rencontre chez de nombreux microbes tels que le microbe du choléra des poules, la bactériidie charbonneuse, certains microbes des eaux. Certaines espèces ne dégradent les nitrates que jusqu'au terme nitrite; d'autres les amènent à l'état d'azote gazeux, ou de bioxyde d'azote. GAYON et DUPETIT ont montré en outre l'utilité des hydrates de carbone tels que les sucres, la glycérine, etc., qui augmentent beaucoup l'intensité du phénomène.

La dénitrification a été étudiée depuis par de très nombreux savants et notamment par DEHÉRAIN et MAQUENNE, GILTAY et ABERSON, BURRI et STUTZER, GRIMBERT, BEJERINCK, BRÉAL, FRANKLANG, WARINGTON, MASSEN, JENSEN, KRUGER et SCHNEIDEWING, etc....

DEHÉRAIN et MAQUENNE ont établi que la réduction des nitrates peut avoir comme cause l'action indirecte d'un ferment butyrique producteur d'hydrogène, mais qu'il existe également des ferments dénitrificateurs spécifiques. Ils ont montré que dans le sol maintenu à 55° il se produit une réduction des nitrates dans des conditions anaérobies, en présence de fortes quantités de matières organiques : ce phénomène est arrêté par le chauffage à 120° et l'addition d'antiseptiques.

GILTAY et ABERSON ont étudié un ferment dénitrificateur qui donne naissance à de l'azote sans mélange d'hydrogène ni de protoxyde d'azote. Dans certains cas, la réduction est poussée jusqu'au terme ammoniacale. BURRI et STUTZER ont isolé également deux ferments dénitrificateurs, se présentant sous l'aspect de bâtonnets, l'un aérobie, l'autre facultativement aérobie, et poussant la dégradation jusqu'au terme azote.

GRIMBERT, en étudiant la dénitrification par le *Bacterium Coli*, a fourni des explications très intéressantes sur le mécanisme de ce phénomène. Il a constaté que dans certains cas, le volume de l'azote dégagé dépasse de plus du double celui qui correspond au nitrate détruit. Cet excès d'azote provient des matières amidées qui, en présence de l'acide nitreux,

donnent naissance à un dégagement d'azote. Le *Bacterium Coli*. en l'absence de bouillon, dans une solution de peptone à 1 pour 100 neutre, ne donne que des nitrites, dont la proportion n'a jamais dépassé 4 pour 100 du nitrate; en présence de bouillon peptonisé ou d'extrait de viande, il y a formation d'azote par la réaction secondaire signalée plus haut. Au contraire, d'autres microbes, comme le bacille pyocyanique, donnent une quantité d'azote qui correspond exactement à celui du nitrate décomposé, et sans qu'il y ait formation d'acide carbonique.

GRIMBERT distingue ainsi les ferments dénitrificateurs *vrais*, comme le bacille pyocyanique, qui donnent de l'azote gazeux avec une solution nitratée et peptonisée à 1 pour 100, et les ferments dénitrificateurs *indirects*, comme le *Bacterium Coli* qui produisent la dénitrification lorsqu'il y a d'abord réduction du nitrate en nitrite et lorsque le milieu contient à la fois des substances amidées ou aminées et des aliments carbonés capables d'être attaqués par le microbe en donnant des acides. L'acide nitreux est alors déplacé, il agit sur les corps amidés ou aminés en donnant naissance à un dégagement d'acide carbonique et d'azote; l'acide se combine à la base du nitrate et la solution reste neutre.

BEJERINCK a montré qu'à côté de l'azote, certains ferments dénitrificateurs dégagent du protoxyde d'azote, et que d'autres microbes n'ayant pas d'action sur les nitrates attaquent le protoxyde d'azote avec production d'azote et d'acide carbonique.

Les microbes dénitrificateurs sont très répandus et BRÉAL les a signalés dans l'air, les eaux, le sol et surtout la paille. FRANKLAND, qui a étudié sous ce rapport 52 bacilles des eaux et du sol, y a rencontré 17 dénitrificateurs; WARINGTON en a trouvé 17 sur 25 microbes étudiés, et MASSEN 85 sur 109; mais beaucoup de ces microbes ne poussent la décomposition du nitrate que jusqu'au terme nitrite. LAURENT a montré en outre que certaines moisissures et notamment le *Cladosporium herbarum*, le *Penicillium glaucum*, le *Mucor racemosus*, etc., peuvent réduire les nitrates. La propriété de produire la dénitrification est donc très répandue chez les microbes, aussi bien chez les aérobies que chez les anaérobies.

Les dénitrificateurs sont en général assez sensibles à la

chaleur et ils sont tués ordinairement par un chauffage de cinq minutes à 50°-60°. Leur température optima est de 55°-57°.

La décomposition du nitrate avec dégagement d'azote gazeux étant un phénomène endothermique, il faut, pour qu'il puisse être réalisé, la présence de matières hydrocarbonées qui constituent la source d'énergie indispensable. Beaucoup de substances peuvent être employées dans ce but : sucres, glycérine, acides organiques, cellulose, etc.. ; la dénitrification dépend avant tout de la quantité et de l'assimilabilité de ces substances hydrocarbonées ; toute addition d'hydrates de carbone active le phénomène, et JENSEN a même établi que la dénitrification ne peut commencer que si le milieu de culture renferme une quantité suffisante de matières hydrocarbonées assimilables.

KRUGER et SCHNEIDEWING ont étudié l'influence des divers hydrates de carbone sur la dénitrification, et notamment de la paille, de l'amidon, du saccharose, en cultivant des plantes en sol artificiel additionné de nitrate, de divers éléments minéraux fertilisants et de la matière hydrocarbonée à étudier. Ils ont constaté que le saccharose et l'amidon favorisent beaucoup l'action des dénitrificateurs : il en est de même de la paille, dont l'effet est presque proportionnel à la quantité ajoutée.

Tous les nitrates alcalins et alcalino-terreux peuvent être dénitrifiés et les ferments dénitrificateurs agissent également sur les chlorates, les arséniate, les ferrocyanures, qui sont réduits à l'état de chlorures, d'arsénites, ou de ferrocyanures.

Dénitrification dans la nature. — Si les phénomènes de dénitrification devaient se produire fréquemment dans les sols cultivés, ils occasionneraient de grandes pertes à l'agriculture, par disparition des nitrates à l'état d'azote gazeux. Quand on mélange du fumier frais avec des nitrates on constate en effet de fortes pertes d'azote. WAGNER et MOERCKER, qui avaient étudié ce phénomène, avaient conclu que la présence des ferments dénitrificateurs dans le fumier pouvait entraîner des pertes d'azote au moment de l'incorporation des fumiers dans le sol, et ces auteurs avaient même préconisé le traitement du fumier par l'acide sulfurique pour supprimer la dénitrification. Déné-

RAIN a montré par la suite que dans les conditions normales, les pertes sont insensibles, et qu'elles ne se manifestent qu'avec des doses de fumier qu'on n'emploie jamais dans la pratique. GUSTINIANI a étudié cependant les principales influences qui peuvent favoriser ou gêner la dénitrification dans le sol et il a constaté que le fumier bien fait ne dénitrifie presque plus, tandis que le fumier frais dénitrifie activement, qu'une humidité forte du sol favorise le phénomène, que la dénitrification s'effectue déjà à 9 degrés, passe par un maximum d'action à 17^o5 et diminue fortement à 52 degrés. On voit donc que le maximum d'activité des dénitrificateurs a lieu à une température assez basse. Le tassement du sol a également une grande importance : il favorise la dénitrification par diminution de l'oxygène.

Dans les lits bactériens d'épuration d'eaux résiduaires, les phénomènes de dénitrification peuvent se manifester d'une manière très apparente, quand les eaux à épurer sont très chargées de matières organiques, comme nous l'avons vu plus haut dans les expériences de ROLANTS. MM. MÜNTZ et LAINÉ ont signalé des pertes d'azote considérables, pouvant s'élever jusqu'à 70 pour 100 dans l'épuration des eaux d'égout sur les lits bactériens. En opérant en présence d'air, il y a une réduction sensible des nitrates formés et, de ce chef, perte d'azote ; cette réduction est d'autant plus énergique que la matière carbonée est plus abondante. Les microorganismes empruntent à l'acide azotique son oxygène sans en utiliser l'azote : la réduction est ainsi intégrale de premier abord et on ne constate pas le passage à l'état de nitrites. A l'abri de l'air, au contraire, on observe d'abord une formation de nitrites : les gaz dégagés renferment un peu d'acide carbonique et de protoxyde d'azote et beaucoup d'azote.

CHAPITRE VIII

A. — TRAITEMENT PRÉLIMINAIRE

Élimination des matières en suspension et leur traitement.

L'élimination des matières en suspension est toujours la question la plus importante pour résoudre le problème de l'épuration des eaux d'égout. C'est elle qui nécessite le plus grand travail et la plus grande dépense dans le fonctionnement d'une station d'épuration, auxquels s'ajoutent les difficultés dans le traitement des boues. Aussi, les travaux sont-ils nombreux sur ce sujet et chaque année apporte de nouveaux appareils.

L'épuration des eaux d'égout, comme l'écrivit MAKEPEACE ⁽¹⁾ ne serait plus un problème si cette question était solutionnée. Le progrès, d'après WATSON, doit être un traitement plus complet des matières solides de façon à obtenir un effluent débarrassé des matières en suspension ou colloïdales.

M. MAKEPEACE émet l'opinion que la meilleure retenue des matières en suspension s'obtient plutôt en multipliant le nombre des bassins de décantation qu'en augmentant leur capacité seulement.

Dans une revue générale sur les bassins de décantation pour les eaux d'égout, J. FIELDHOUSE ⁽²⁾ rappelle que la fosse Dortmund n'est qu'une modification de celle brevetée en 1862 par T.-W. WALKER. Il signale tout d'abord que les difficultés de retenue des matières en suspension sont augmentées lorsque

⁽¹⁾ L'épuration des eaux d'égout dans l'avenir. *San. Rec.* 1^{er} août 1915, p. 405.

⁽²⁾ *San. Rec.* 25 avril 1915, p. 427.

l'eau d'égout est déversée après pompage dans les bassins de décantation, ces matières étant alors divisées en particules très fines s'y déposent plus lentement.

La mauvaise décantation cause, comme on le sait, le colmatage des lits bactériens, mais aussi favorise le développement d'algues et de bactéries produisant des zooglées. Il rappelle les expériences de *Guildford* qu'il entreprit avec le D^r RIDEAL en 1907-1908 pour détruire ces productions microbiennes au moyen d'oxychlorure (1) et les bons résultats qu'il obtint alors.

En 1905, J. FIELDHOUSE breveta une fosse qu'il construisit à *Guildford*. Cette fosse, quoique imaginée ronde, peut être établie carrée; elle présente les avantages suivants :

1^o Homogénéisation des liquides. Il est indispensable que la composition des effluents soit aussi uniforme que possible pour faciliter le travail des lits bactériens. Pour obtenir ce résultat la fosse a une plus grande surface et une moins grande profondeur et comme les eaux y entrent par le centre, elles peuvent, avant de gagner la circonférence, se mélanger avec les eaux précédentes, ce qui ne se produit pas dans les autres bassins de décantation. Ce même principe, appliqué à la précipitation chimique, donne la meilleure utilisation des produits chimiques ajoutés à l'eau brute.

2^o Obtention d'un liquide débarrassé des matières en suspension. Ce résultat est obtenu précisément en mélangeant les eaux très chargées avec les eaux diluées; la densité étant abaissée, les matières se déposent plus facilement. La présence d'un déversoir très étendu permet l'écoulement de grands volumes d'eau sans entraînement des matières de la surface ou s'élevant du fond.

3^o Maintien des eaux fraîches et non corrompues. Pour cela on évite les angles où il se produit de la stagnation causée par les changements de direction du courant. L'enlèvement des écumes de la surface peut se faire sans difficultés; de même pour les boues du fond, de façon à prévenir la surputréfaction comme cela se passe dans les fosses où l'écume et la boue restent en contact pendant des années avec l'eau qui s'écoule.

(1) Voir chap. VI l'emploi de ce produit pour la désinfection des eaux d'égout.

Si, d'après FOWLER (1) la fosse septique n'a pas donné tous les résultats qu'on en attendait pour résoudre le problème des boues, il ne faut pas en tirer des conclusions trop hâtives. Il est vrai que les principaux inconvénients de la fosse septique sont les odeurs dégagées soit par l'effluent, soit par les boues pendant le dragage, et la grande quantité de matières en suspension qu'on trouve quelquefois dans l'effluent.

La fosse EMSCHER tend à remédier à ces défauts. Des essais ont été faits à *Withington (Manchester)* avec une eau d'égout diluée et exclusivement domestique. En tenant compte de ce que la fosse expérimentée était insuffisante par temps de pluie, on a remarqué certaines difficultés inhérentes à ce procédé. Par suite du temps de séjour très court des eaux dans la fosse, les variations de composition des eaux d'égout se retrouvent dans l'effluent et les filtres doivent s'en accommoder. Ces variations, qui sont loin de favoriser l'activité bactérienne, sont surtout accentuées lorsqu'il y a des eaux résiduaires industrielles. A *Davyhulme (Manchester)* on ne constate que de très légères variations dans la composition de l'effluent des fosses septiques et l'épuration sur les lits bactériens est plus constante. Dans certains cas, des eaux acides ne seront pas neutralisées dans la fosse EMSCHER et l'épuration sur les lits bactériens en souffrira.

Les matières qui sont retenues dans la fosse EMSCHER sont celles qui se déposent facilement par repos de 2 heures, mais on doit aussi compter sur les matières colloïdales et on doit établir les lits bactériens en conséquence.

Le fait suivant a attiré l'attention de FOWLER. Dans une petite station d'épuration des eaux d'une institution, il a expérimenté en parallèle une fosse EMSCHER et une fosse septique. L'eau d'égout était très concentrée et, ce qui était très important, très fraîche. L'effluent de la fosse EMSCHER était privé de matières solides visibles et d'odeur putride, mais il fut trouvé moins décomposé à l'analyse que l'effluent de la fosse septique et moins facilement oxydé sur les lits bactériens. Dans la controverse des partisans du traitement aérobie ou anaérobie, les réactions biologiques et chimiques essentielles qui doivent

(1) *San. Rec.* 28 mars 1915, p. 292.

s'effectuer avant que la matière organique azotée soit minéralisée sont souvent perdues de vue, en raison de circonstances incidentes, particulièrement la dilution des eaux ou leur altération pendant un long parcours dans les égouts. Quand on doit traiter une eau d'égout fraîche ou concentrée, les conclusions empiriques tirées des eaux d'égout ordinaires de ville cessent d'avoir une valeur.

Les lits d'ardoise de DIBDIN représentent une forme de bassins de décantation aérobie : ils ne peuvent être assimilés en aucune façon aux lits bactériens. Quelques difficultés signalées pour la fosse EMSCHER se rencontrent aussi dans l'emploi de ces lits. Les plus grosses matières en suspension se déposent pendant les 2 heures de contact sur les ardoises et sont ensuite digérées par les êtres les plus divers dans des conditions aérobies. L'effluent est épuré comme celui d'un bassin de décantation ou d'une fosse septique ou EMSCHER. Entre les lits d'ardoise et les lits bactériens il faudrait interposer un bassin de décantation qui permettrait d'égaliser jusqu'à un certain point la composition des eaux et de retenir les matières entraînées. L'emploi de ces lits a donné de bons résultats pour le traitement des boues sans nuisance, mais ils sont coûteux d'installation et causent une perte de chute qui est insignifiante pour les fosses à écoulement continu.

Nous devons signaler que les lits d'ardoise ont dû être abandonnés à *Malden* près *Londres*.

Fosses Imhoff. — Une étude des avantages et inconvénients présentés par l'emploi de cette fosse a été publiée par H.-N, OGDEN ⁽¹⁾. Nous verrons plus loin combien elle est en faveur actuellement aux États-Unis d'Amérique.

La fosse IMHOFF retient, dit-on, 95 pour 100 des matières en suspension susceptibles de se déposer, c'est-à-dire des matières solides qui se décantent dans un verre après deux heures de repos. Si, d'après l'estimation de FULLER, la proportion de matières colloïdales qui ne peuvent se déposer est de 50 pour 100, il reste 70 pour 100 de matières précipitables

⁽¹⁾ *Eng. Rec.* 23 novembre 1912, p. 584.

par un réactif chinique ; et si dans la fosse IMHOFF on retient 95 pour 100 de ces dernières, le résultat correspond donc à 66,5 pour 100 des matières en suspension totales. Comme on obtient une retenue de 50 à 55 pour 100 avec les eaux d'égout domestique on peut dire que l'augmentation d'efficacité de la fosse IMHOFF, due à la séparation des gaz dégagés, augmente le dépôt de matières solides de 10 à 15 pour 100.

Le second principe de la fosse IMHOFF est la façon remarquable dont les boues sont retenues, et cela pour trois raisons et principalement celle-ci : au-dessous du bassin de décantation proprement dit se trouve un grand compartiment dans lequel la boue reste pendant 5 à 6 mois, durant lesquels les matières organiques sont désintégrées, de sorte que, lorsqu'elles sont évacuées, les boues sont sans odeur et en quantité considérablement réduite.

Peut-être rien n'a été plus défavorable à l'extension de l'emploi de la fosse septique que le fait du dégagement de gaz malodorants. C'est vers la suppression de ces odeurs que l'inventeur a dirigé tous ses efforts. Il a, pour cela, prévu une fosse séparée pour la désintégration des matières solides qui s'opère sans produire d'odeurs. Le second point est qu'au travers du compartiment à boues ne doit se produire aucun mouvement ni renouvellement d'eau d'égout fraîche. La construction de la fosse paraît résoudre ces problèmes.

Dans la fosse septique, l'eau d'égout et la boue déposée se décomposent en même temps. Au contraire, dans la fosse IMHOFF le liquide traverse si rapidement la fosse qu'il ne se produit aucune action septique, bien que, dans la boue, la décomposition soit très active. On dit aussi que la matière organique en solution vraie ou colloïdale donne en se décomposant des dégagements de gaz malodorants, ce que ne font pas les boues séparées de l'eau d'égout fraîche. Ceci peut expliquer pourquoi la fosse TRAVIS dégage de mauvaises odeurs tandis que la fosse IMHOFF n'en dégage pas.

Le 3^{me} point qui paraît fondamental est que les boues sont recouvertes d'une couche de 7 m. 50 à 9 m. de liquide. Les fosses peu profondes ne paraissent pas donner d'aussi bons résultats que les fosses profondes par la raison que les gaz

de décomposition produits dans les couches les plus basses peuvent, par suite de la haute pression, s'accumuler en grand volume et en s'échappant produire une plus grande séparation des particules de boue que dans les fosses peu profondes. C'est à cette action des gaz dans les couches de boues les plus profondes qu'IMHOFF attribue l'état poreux de la boue qui facilite sa rapide dessiccation après son évacuation de la fosse.

D'après SPILNER et BLUNK la boue fraîche déposée dans le compartiment le plus bas contient en moyenne 95 pour 100 d'eau; après séjour de quelques semaines ou mois dans la chambre septique elle n'en contient plus que 75 pour 100, et environ un tiers de la matière organique à l'origine a été gazéifié ou liquéfié. D'après ces résultats, 100 mètres cubes de boues fraîches se réduisent à 16 mètres cubes, soit une diminution de 84 pour 100. Ils affirment que, par l'action septique seule, 5 mètres cubes de boues sèches se réduisent à 5^m⁵,92, soit une diminution de 22 pour 100. La plus grande diminution de volume est toutefois due à la perte d'eau produite par la pression de l'eau surnageante et des gaz produits.

Au lieu d'être compacte, non poreuse et d'une texture analogue à l'asphalte et au caoutchouc, la boue de la fosse IMHOFF est si poreuse que l'eau qu'elle contient disparaît très rapidement et qu'elle peut être bêchée après cinq jours; son volume se trouve réduit à 40 pour 100 de ce qu'il était à la sortie de la fosse.

La construction des fosses IMHOFF, par suite de leur profondeur de 9 mètres est, d'après WISNER, deux fois plus coûteuse que celle d'une fosse peu profonde pour le même volume d'eau d'égout. Bien que la capacité du décanteur dans la fosse IMHOFF soit le quart de celle des fosses ordinaires, le compartiment à boues est si grand que la capacité totale est à peu près aussi grande que celle d'une fosse à décantation ordinaire. En pratique, le compartiment supérieur a une capacité égale au débit de l'eau à décanter pendant 2 heures; le compartiment à boues une capacité double de celle du premier, soit au total la capacité correspondant au débit de 6 heures, équivalant à celle des fosses septiques récemment construites.

Le prix de la construction de la fosse IMHOFF, par suite des terrassements profonds et des maçonneries plus solides, est plus élevé, mais la question se résume en ceci : Une plus parfaite décantation, l'absence d'odeurs et la facilité plus grande de traitement des boues suffisent-ils pour justifier une augmentation de dépenses pour la construction et les droits de brevet ?

On a dit qu'on ne pouvait égaliser le débit variable dans une fosse si petite et que, pour obtenir de meilleurs résultats, on doit prévoir une fosse de décantation avant la fosse IMHOFF.

En examinant ces critiques et tenant compte de la difficulté de construction de la fosse profonde, l'avantage d'avoir une station d'épuration d'eau d'égout sans odeur et le traitement des boues rendu si facile, sont tels, qu'il n'est pas douteux, d'après OGDEN, que l'emploi des fosses IMHOFF se généralise aux États-Unis.

Dégradation des boues dans les décanteurs Emscher. — BACH⁽¹⁾ a comparé, dans les installations d'épuration d'eaux résiduaires de *Schwerin*, de *Holzwickede* et de *Recklinghausen*, la composition chimique des boues fraîches et des boues déposées dans les décanteurs EMSCHER de ces installations.

A *Recklinghausen*, les essais ont porté sur 21 échantillons de boues fraîches et 5 de boues fermentés. La composition de la matière sèche des boues fermentées accusait une augmentation de matières minérales de 54,2 pour 100, une augmentation de carbone fixe de 2,7 pour 100⁽²⁾, une diminution de matières organiques de 22,5 pour 100, de graisses de 27 pour 100, d'azote de 4,6 pour 100 et de substances gazeifiables de 51,1 pour 100.

A *Schwerin*, on a analysé 5 échantillons de boues fraîches et 1 échantillon de boues fermentées. Les résultats ont été

⁽¹⁾ *Technisches Gemeindeblatt*, n° 18, p. 276, 15^e année, et *Gesundheits Ingenieur*, 1915, n° 8, p. 159.

⁽²⁾ Bien que nous ne trouvions aucune explication dans le résumé que nous reproduisons, nous pensons que cette augmentation du carbone fixe provient de la présence de charbon minéral dans ces eaux. La partie organique étant fortement diminuée, le carbone fixe paraît par le calcul en proportion plus élevée. Le même fait se reproduit à *Essen*.

les suivants : diminution des matières organiques 16,2 pour 100, augmentation des matières minérales 15,9 pour 100; diminution des graisses, 55,7 pour 100, de l'azote 6,2 pour 100, du carbone fixe 5,4 pour 100, des matières gazéifiables 26,1 pour 100.

A *Holzwickede* on a procédé à l'analyse de 10 échantillons qui ont donné les résultats suivants : augmentation des matières minérales 56,8 pour 100; diminution des matières organiques, 45,2 pour 100; des graisses, 57,2 pour 100; de l'azote, 41,1 pour 100; du carbone fixe, 57,5 pour 100 et des matières gazéifiables, 49,1 pour 100.

Des essais analogues ont été entrepris à *Essen-Nord*; les résultats ont été les suivants : augmentation des matières minérales, 14,0 pour 100; du carbone fixe 4,7 pour 100; diminution des matières organiques, 16,9 pour 100; des graisses, 54,7 pour 100; de l'azote, 25,0 pour 100 et des matières gazéifiables, 25,8 pour 100.

BACH conclut de ses essais que la diminution de l'azote dans les boues fermentées n'est pas assez forte pour supprimer la valeur de ces boues comme engrais, surtout si l'on envisage ce fait que les matières grasses et cellulosiques ont disparu en grande partie. Pour l'utilisation comme combustible, les boues fermentées sont également préférables, à cause de leur richesse en carbone presque égale à celle des boues fraîches et de leur teneur en eau beaucoup moindre.

Décanteurs Stiaq ⁽¹⁾. — Les décanteurs *Stiaq* diffèrent des décanteurs *Emscher* par ce fait que les parois obliques qui conduisent les boues dans la fosse septique située au-dessous portent de nombreux orifices d'évacuation, au lieu de n'en avoir qu'un seul, situé au point de jonction des deux parois obliques. Ce dispositif évite, d'après les inventeurs, l'adhérence des boues le long de parois trop longues, l'infection de la chambre supérieure par la fermentation de ces boues, le dépôt des boues en une seule masse, l'obstruction de l'orifice d'évacuation.

La figure 2 montre la disposition adoptée dans ce système.

(1) *Gesundheits Ingenieur*, 1915, N° 16, p. 506.

Bassins de décantation à liteaux prismatiques. — MM. G. ALEXANDROW et B. SASLAWSKY ont fait breveter un dispositif destiné à améliorer le fonctionnement des bassins de décantation, dispositif basé sur l'introduction dans ces bassins d'un groupe de liteaux prismatiques convenablement disposés.

On sait que la décantation des matières en suspension se fait différemment suivant le volume de ces matières; les plus

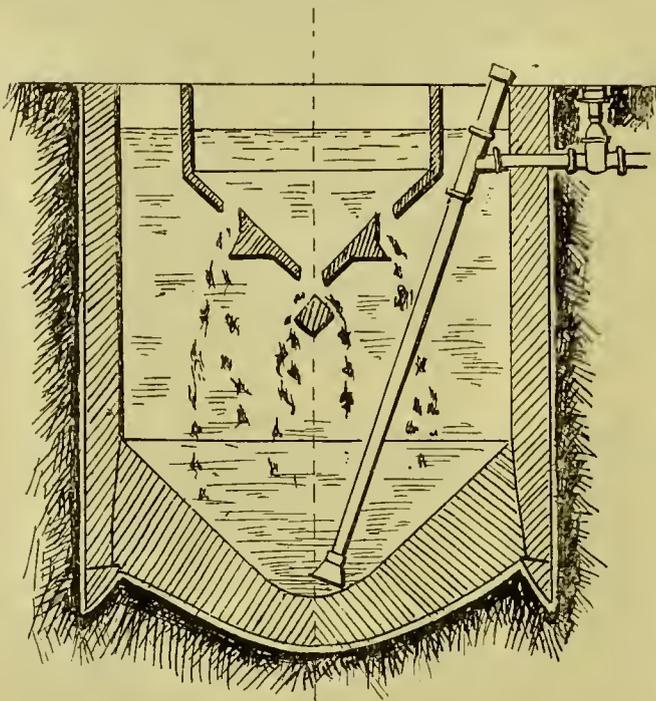


Fig. 2. — Décanteur Slag.

lourdes se précipitent dans la première partie du bassin, celles qui sont plus fines se déposent plus loin, entraînées par le courant, enfin les particules très fines et à l'état colloïdal, s'agglomèrent peu à peu en masses qui se précipitent. Mais le dégagement de gaz, dont le bassin de décantation est toujours le siège, gêne beaucoup

ces derniers phénomènes; les gaz s'attachent à ces particules qui deviennent ainsi plus légères, remontent à la surface, retombent ensuite, etc.; elles se trouvent ainsi entraînées vers la sortie du bassin et viennent troubler l'eau décantée. Cet inconvénient serait complètement évité d'après SASLAWSKY ⁽¹⁾ par l'introduction de liteaux prismatiques représentés par les figures 3 et 4. Les inventeurs donnent à leur appareil le nom de « Séparateur septique ». L'eau arrive d'abord dans la chambre 2 et se déverse en A dans le bassin

⁽¹⁾ *Gesundh. Ing.*, 1915, n° 12, p. 221.

de décantation proprement dit. Ce bassin porte trois rangées de prismes B, C, D. La précipitation des matières en suspension se fait surtout entre A et E : deux vannes permettent la vidange inférieure des boues. Tous les gaz qui se dégagent sont rejetés par le premier groupe de prismes B vers la gauche, dans la partie fermée de la fosse. Les matières fines en suspension poussées vers le haut par les gaz, et horizontalement par le courant progressent obliquement vers le haut dans le bassin et arrivent ainsi perpendiculairement à la rangée de

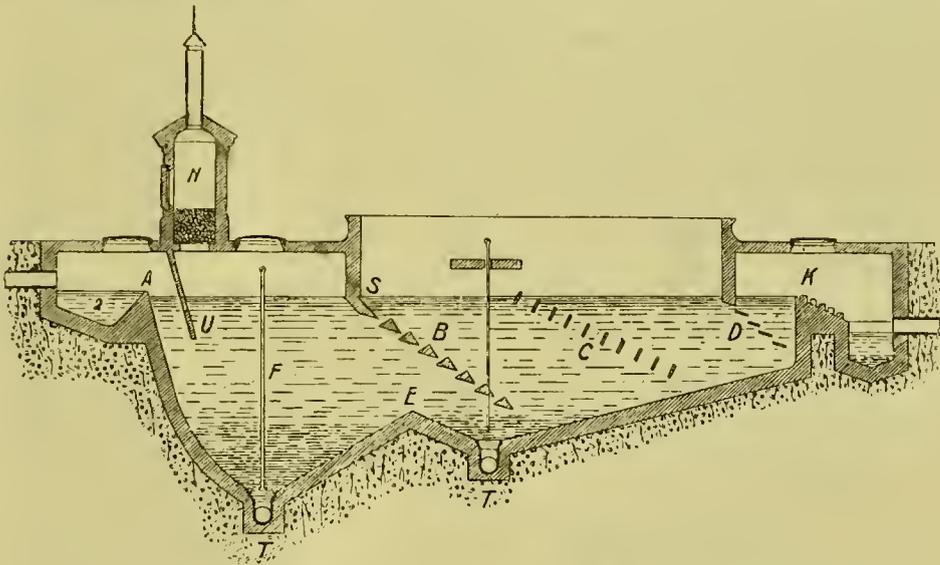


Fig. 5. — Septic Separator d'Alexandrow et Saslawsky (coupe longitudinale).

prismes D qui les arrêtent ; de même les matières lourdes qui ont une tendance à tomber verticalement, mais qui sont poussées horizontalement par le courant, progressent obliquement vers le bas et sont arrêtées par les prismes C.

Les gaz s'échappent dans la chambre N, après avoir traversé des substances chimiques qui leur enlèvent leur mauvaise odeur. Un éperon U empêche l'entrée des gaz dans le tuyau d'arrivée de l'eau.

La première partie de la fosse, située entre A et la rangée de prismes B, constitue une véritable fosse septique. La disposition de ces prismes change le sens du courant qui se dirige obliquement de bas en haut ; les particules lourdes ne peuvent suivre ce mouvement à cause de leur densité et elles ne traversent pas cette rangée de prismes.

La seconde partie du bassin sert à la précipitation des matières les plus fines et à l'état colloïdal, ces dernières ayant une tendance marquée à la coagulation. La séparation de ces matières se fait par les derniers groupes de prismes C et D. A sa sortie, l'eau est aérée par le déversoir K.

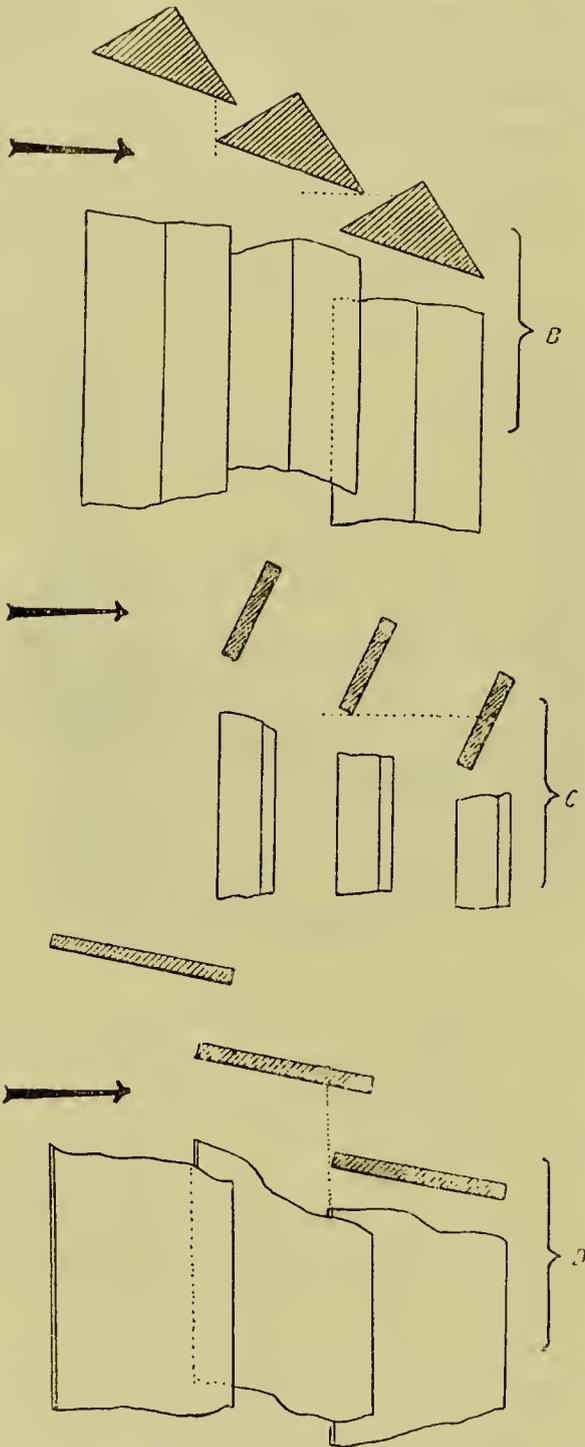


Fig. 1. — Liteaux prismatiques du Septic Separator d'Alexandrow et Saslawsky,

Ces dispositifs sont actuellement employés à *Moscou* et à *Alexandrowsk* (Russie).

A ce sujet, BATTIGE⁽¹⁾ fait remarquer qu'il est peu probable que le dispositif préconisé par SASLAWSKY soit bien efficace, car dans le système TRAVIS où l'on emploie pour retenir les colloïdes toute une batterie de grilles et de parois, l'effet séparateur, très variable, n'oscille qu'entre 1,8 et 50 pour 100. Il serait donc bien invraisemblable que la

⁽¹⁾ *Gesundh. Ing.*, 1915, n° 22, p. 408.

simple disposition de quelques liteaux prismatiques puisse donner des résultats plus favorables, avec la faible surface offerte au dépôt de colloïdes.

Influence de la dilution des eaux d'égout sur leur décantation. — La dilution des eaux d'égout fait varier beaucoup la facilité avec laquelle elles se décantent. SHÖNFELDER⁽¹⁾ a étudié l'influence de la dilution en mélangeant de l'eau d'égout et de l'eau pure en proportions variables et en plaçant les divers mélanges dans des vases à décantation en forme d'entonnoirs. Il a évalué la quantité de boues déposées dans chaque cas en volume et en poids, et il a pu constater qu'en mélangeant de l'eau pure avec de l'eau d'égout il se dépose moins de boues, aussi bien en volume qu'en poids, qu'il devrait s'en déposer d'après le calcul basé sur la décantation de l'eau brute. Les matières précipitables s'agglomèrent plus facilement dans les eaux concentrées que dans les eaux diluées, et ce fait entraîne, avec les eaux diluées, une diminution dans la quantité des matières qui se déposent. Le tableau suivant montre combien la sédimentation se trouve ralentie quand on mélange l'eau brute avec de l'eau pure.

Eau brute	Eau pure	DIMINUTION DE LA QUANTITÉ DE BOUES DÉPOSÉES	
		en volume	en poids
5	1	22,54	42,54
5	2	22,65	46,82
5	3	27,5	46,27
5	4	51,17	20,55
5	4,5	54,00	24,85
5	5	50,5	21,69
5	6	58,9	25,58

On voit par les chiffres qui précèdent que le pouvoir de sédimentation d'une eau d'égout diluée par de l'eau pure peut être réduit de 55 pour 100 et plus par la dilution.

Clarification des eaux résiduaires qui s'échappent en temps de crue des déversoirs de secours des égouts⁽²⁾. — La clarification des eaux des collecteurs principaux des égouts des

⁽¹⁾ *Gesundheits*, 1915, n° 1, p. 2, d'après *Gesundheits Ingenieur*, 1915, n° 6, p. 145.

⁽²⁾ *Dr. Ing. HERMANN MANNES, Gesundheits Ing.*, 1915, n° 4, p. 65.

villes se fait aujourd'hui par les méthodes usuelles de décantation et d'épuration, mais on laisse souvent de côté la clarification des eaux qui s'échappent, en temps de pluies abondantes, des déversoirs de secours de ces collecteurs, au grand détriment de la propreté des cours d'eau. Dans la grande majorité des cas, il suffit de faire subir à ces dernières eaux une clarification mécanique, mais encore faut-il que celle-ci soit suffisante. Dans certaines installations, on place sur le déversoir de secours une simple planche destinée à arrêter les matières flottantes; cette disposition est à peu près inefficace. Il en est de même des grilles qui ne retiennent rien si leurs barreaux sont trop écartés et se bouchent s'ils sont trop rapprochés. Pour avoir une clarification convenable, il faut tenir compte de deux faits : 1° il faut éviter les dépôts de boues après l'écoulement de l'eau; 2° il faut éviter la putréfaction des eaux dans les bassins de décantation pendant les périodes où les déversoirs de secours ne fonctionnent pas.

M. HERMANN MANNES a construit un dispositif de décanteurs qui permet de solutionner la question de la clarification ces eaux des déversoirs de secours. Les décanteurs, constitués comme d'ordinaire par deux rangées d'entonnoirs, sont placés entre la canalisation des eaux d'égout qui passe au-dessous d'eux et le déversoir de secours. Le fond de chacun des décanteurs communique avec le canal dans lequel coulent les eaux. Tant que le temps est sec et tant que le volume de l'effluent reste normal, les décanteurs restent vides, car la canalisation inférieure est d'un diamètre suffisant pour contenir ce volume. Dès que les eaux sont plus abondantes par suite des pluies, la canalisation devient insuffisante et les décanteurs se remplissent peu à peu par le bas. Si l'augmentation de volume de l'effluent est suffisante, le niveau de l'eau atteint le déversoir de secours placé à l'extrémité des décanteurs et toute l'installation fonctionne, l'eau décantée seule s'échappant du déversoir. Les boues qui pénètrent dans les décanteurs glissent le long des parois des entonnoirs et rentrent peu à peu dans la canalisation inférieure, de sorte qu'il ne se produit aucune accumulation de boues ni dans la canalisation, ni dans les décanteurs, ni dans les canaux d'éva-

uation des eaux du déversoir. Dès que le volume de l'effluent diminue, le déversoir de secours cesse de fonctionner, le

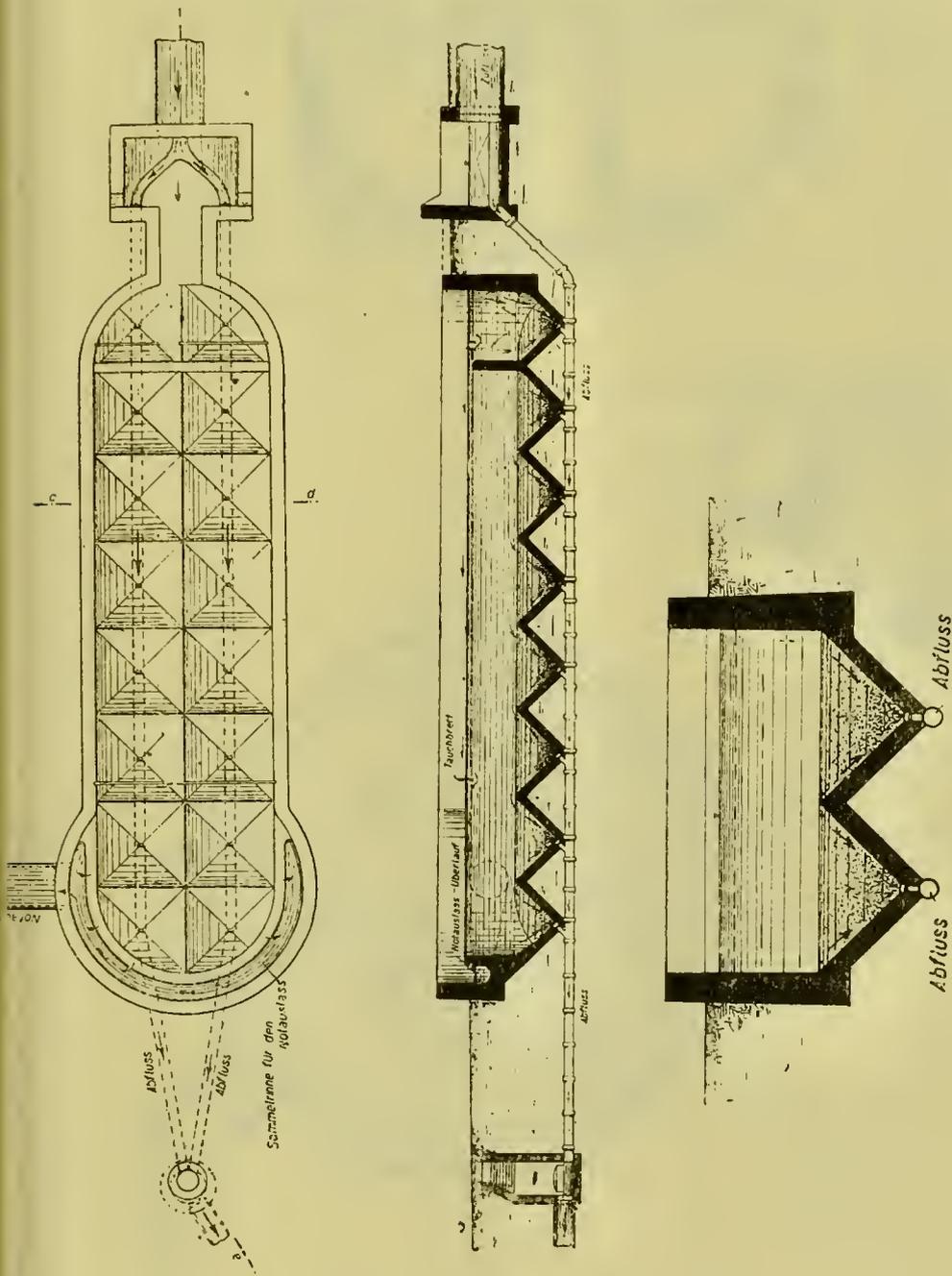


Fig. 5. — Déversoirs de secours dans les installations de classification des eaux d'égout. Plan et coupes (d'après HERMANN MANNES).

niveau de l'eau s'abaisse peu à peu dans les décanteurs qui se vident bientôt complètement (fig. 5, 6, 7).

Ce dispositif a été adopté à *Frohnhäuser*, en Allemagne, et il a donné d'excellents résultats. L'eau renfermant par litre

52 centimètres cubes de matières susceptibles de se décanter

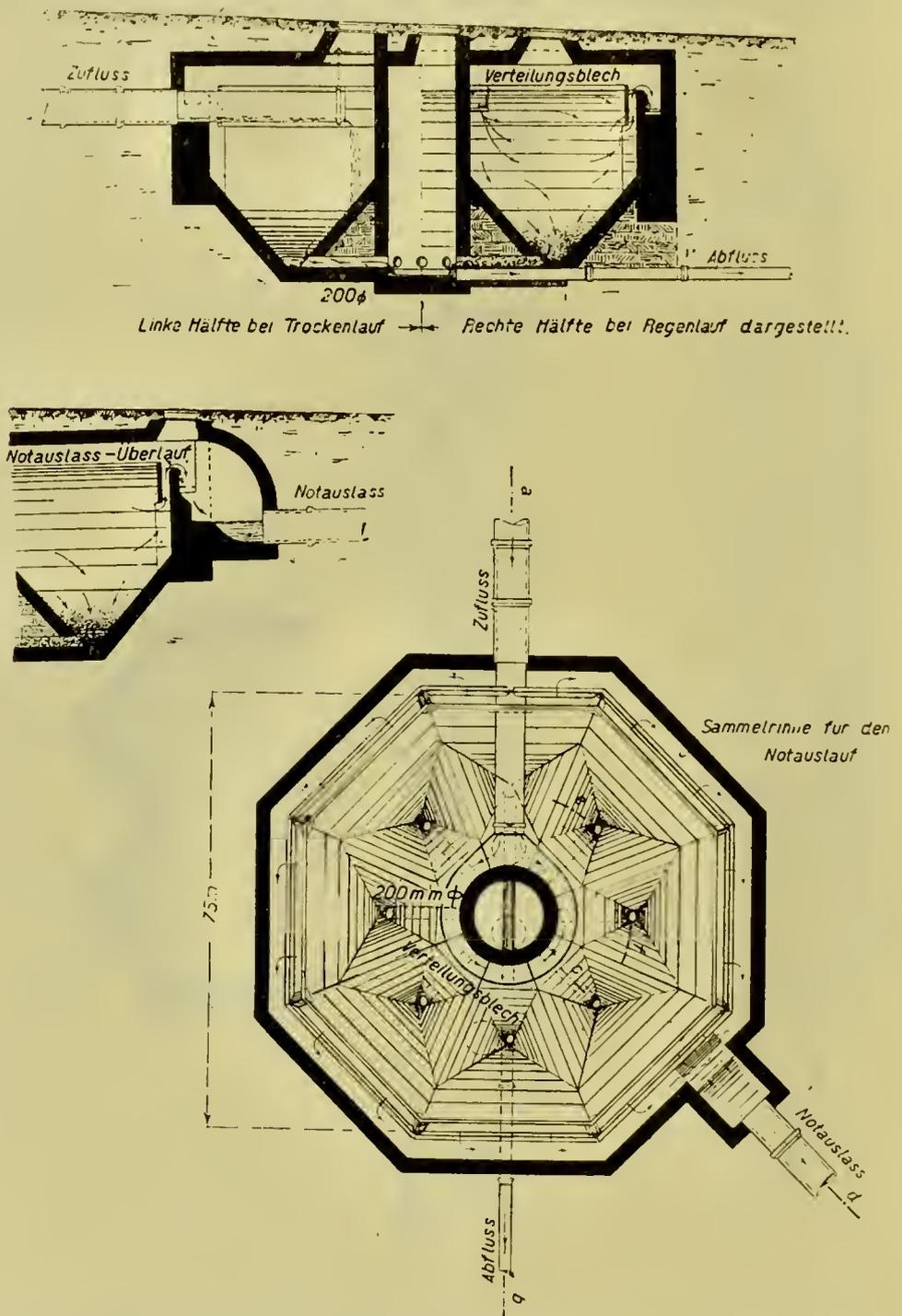


Fig. 6. — Déversoirs de secours dans les installations de clarification des eaux d'égout. Remplissage latéral (d'après HERMANN MANNES).

ne contenait plus à la sortie du déversoir de secours que

1^{er}, 8 de ces matières. Un gros avantage de cette installation réside dans ce fait qu'au moment de pluies peu persistantes,

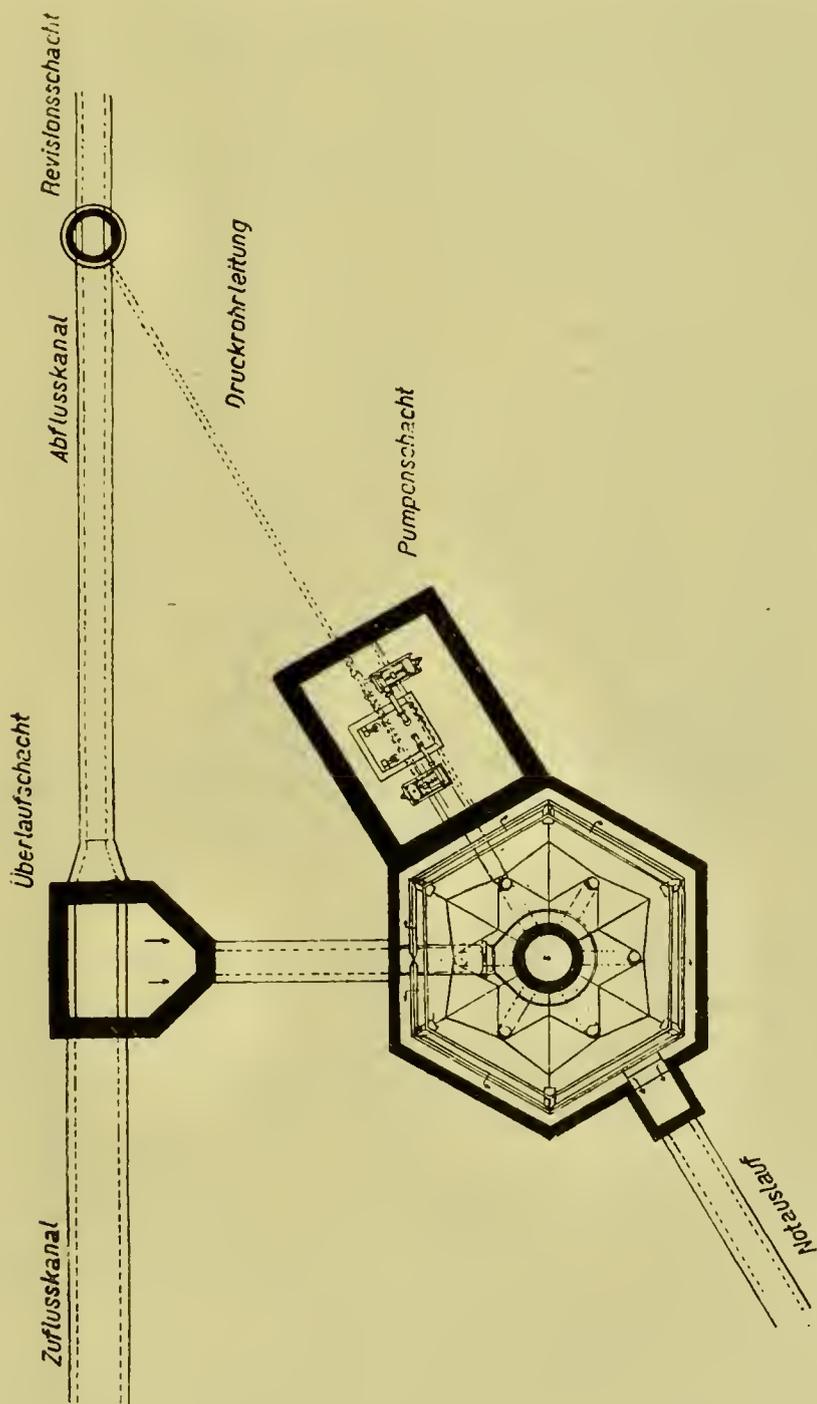


Fig. 7. — Déversoirs de secours dans les installations de clarification des eaux d'égout. Dispositif avec pompe (d'après HERMANN MANNES).

les décanteurs servent de réservoirs et évitent ainsi dans beaucoup de cas le fonctionnement du déversoir de secours.

Une autre installation est projetée pour la ville de *Rudolfstadt*, mais avec enfilage latéral des décanteurs, comme l'indique la figure 6.

Dans ces deux cas, on voit qu'il faut disposer d'une profondeur assez considérable qu'on ne rencontre pas partout. Si la profondeur n'est pas suffisante, on peut avoir recours à une pompe : dans ce cas, les décanteurs se remplissent avec l'eau qui a passé le déversoir de secours, placé en avant sur le côté de la canalisation, au lieu d'être remplis avec l'eau de la canalisation qui les traverse avant d'arriver au déversoir de secours, comme dans les installations précédentes. Une pompe renvoie les eaux des décanteurs à la canalisation. On peut également munir le déversoir de secours d'un tamis métallique à marche mécanique et à nettoyage automatique, qui enlève la plus grande partie des matières en suspension.

On voit par ce qui précède que la clarification des eaux qui s'échappent des déversoirs de secours est parfaitement possible, malgré le fonctionnement intermittent des appareils.

Tambours-grilles rotatifs. — Passant en revue les périodiques techniques allemands M. KENNETTS ALLEN⁽¹⁾ a remarqué que la caractéristique des installations allemandes pour l'épuration des eaux d'égout réside dans l'emploi de grilles pour retenir les matières en suspension.

Le tambour-grille de WINDSCHILD de *Dresde* paraît n'avoir pas les inconvénients des grilles fines. L'avantage des grilles fines est d'occuper moins d'espace que les bassins de décantation. Les matières retenues par les grilles contiennent moins d'eau et sont de plus grande valeur comme engrais que les boues de décantation. L'eau d'égout ne stagne pas, ne devient pas septique et dégage moins d'odeurs. Mais les matières retenues se décomposent très rapidement ; aussi faut-il les éloigner ou les sécher aussitôt.

Les tambours-grilles ont été employés pendant quelque temps à *Bromberg*. Ils comprennent une grille métallique A d'une largeur d'au moins 48 centimètres, formant un cylindre

(1) *Eng. Rec.* 26 avril 1915, p. 470.

entre deux roues B. Le tambour a un diamètre de 2 m. 46 à 5 m. 95. L'eau d'égout est déversée dans la partie basse du cylindre (comme il est montré dans la figure 8), les matières étant retenues dans l'intérieur tandis que l'eau passe au travers des trous. Par une rotation lente les matières sont élevées graduellement, leur chute étant prévenue par des plaques de traverse. Une plaque C, d'une largeur d'environ 25 centimètres est fixée au bord, et 16 à 20 plaques transversales D y

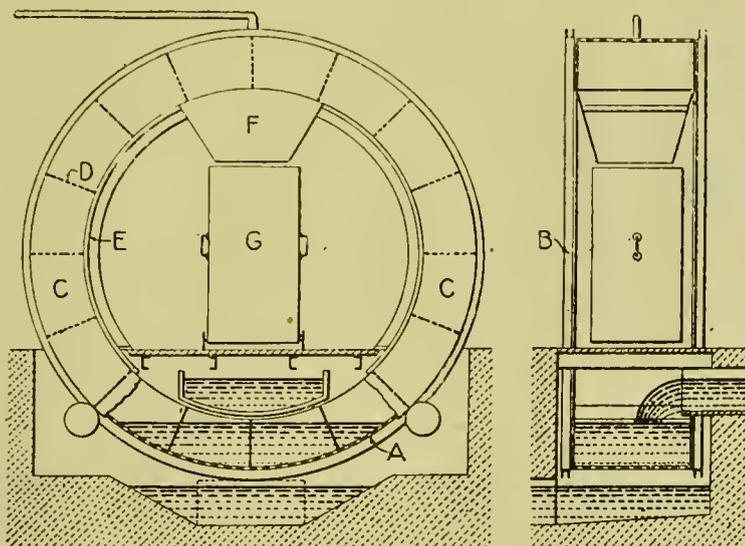


Fig. 8. — Tambour-grille rotatif.

sont attachées, de façon à former des compartiments autour du tambour. Un cercle E guide les plaques qui le raclent presque de sorte que si des débris tombent sur ce guide, ils sont entraînés et rejetés dans la trémie F placée à la partie supérieure du tambour. Les matières retenues par les grilles tombent de cette trémie dans un bac G placé au-dessous. A Bromberg ces matières tombaient dans un conduit passant au travers des tambours.

Les matières fines qui s'attachent à la grille doivent en être chassées, pour prévenir le colmatage, au moyen d'un courant d'air comprimé. Le bec d'injection d'air, de 50 à 50 millimètres de long et 25 à 50 millimètres de largeur, est fixé à l'extrémité d'un tube animé d'un mouvement pendulaire lent de façon que le jet passe deux fois au même endroit.

Cette méthode de nettoyage par l'air comprimé est due à WINDSCHILD qui a aussi modifié le tambour sous la forme tronc-conique (fig. 9) de façon à traiter sans perte de charge de plus grands volumes d'eau que ne peut le faire le tambour de METZGER de *Dresde*.

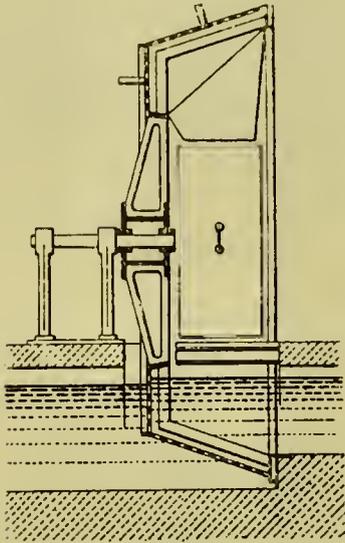


Fig. 9. — Tambour-grille rotatif conique.

Le tambour-grille paraît avoir sur les grilles plates, comme celle montrée dans la figure 10, ou autres dispositifs mécaniques analogues, les avantages suivants :

La construction de grandes chambres coûteuses pour les détritiques n'est pas nécessaire, car il retient toutes les matières, de même pour les bassins de dépôt. Les détritiques sont retirés frais sans entraîner beaucoup d'eau. Pendant la lente rotation, l'eau passe facilement. Le tambour fonctionne avec un débit faible ou fort, mais la vitesse de rotation et la largeur des bandes filtrantes sont réglées comparativement au débit. L'eau d'égout fraîche ne reste pas en contact avec les détritiques comme

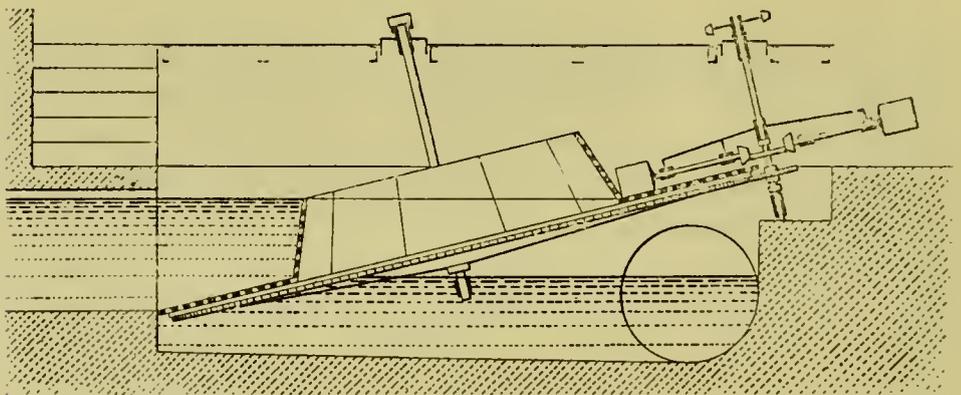


Fig. 10. — Grille rotative.

dans la fosse septique. Pendant le nettoyage du tambour les détritiques ne sont pas comprimés dans les trous de la bande : c'est le contraire avec les grilles à barreaux ou les plaques-

cribles, dans lesquelles le nettoyage écrase, émiette ou colle une certaine quantité de débris, qui, alors, passe avec le liquide clarifié, si elle ne reste pas de l'autre côté de la grille. Le tambour exige peu de surveillance et pas de main-d'œuvre. Les trous du tambour sont de 2 millimètres de diamètre, placés côte à côte, tandis que les plaques-cribles ont des trous de 2 millimètres de large, et 50 millimètres de long. Le tambour retient plus de matières et de plus fines que les grilles à barreaux ou les plaques-cribles de même surface. Les matières retenues contiennent moins d'eau que dans la plupart des autres procédés ; la proportion est estimée de 40 à 60 pour 100. L'espace qu'occupe un tambour est petit, même si on compare avec une plaque-crible légèrement inclinée ayant un diamètre de 5^m,90 à 7^m,80. L'enlèvement de la boue soit dans des baquets, soit par un conduit fermé attaché à la partie supérieure, se fait sans interruption de l'opération. Comme il y a peu de frottement entre les parties, la grille fonctionne pratiquement sans détérioration. Les tambours-grilles avec appareil de rotation, un petit compresseur d'air avec un réservoir, et les bees avec mouvement sont moins coûteux comme construction et fonctionnement que les fosses ou les plaques-cribles avec brosses, à égalité de volume d'eau traitée.

La rapidité de rotation est en relation avec le débit, nécessitant l'emploi d'un moteur à vitesse variable. De minuit à 7 heures du matin le tambour peut rester immobile, les eaux d'égout ne contenant pas, pendant cette période, de matières capables de boucher les trous de la bande.

Les nombres suivants proviennent d'un premier essai à *Bromberg* : un tambour de 2^m,46 de diamètre exige une révolution de 50 secondes. Le bec d'injection d'air passe d'avant à arrière sur le tambour 85 fois par minute. Avec une plus grande vitesse du bec il faut moins d'air. Un bec de 50 millimètres d'ouverture demande 54 580 litres d'air frais, ou 1960 à 2156 litres d'air comprimé par heure, ce qui indique une mauvaise disposition avec une dépense énorme et inadmissible de force.

Le tambour de 2^m,46 de diamètre, avec une bande-grille de 0^m,60 de large peut clarifier 5266 mètres cubes d'eau d'égout par jour, et retient 1059 kilogrammes de débris par 1000 mè-

tres cubes; mais la quantité peut s'accroître jusqu'à 2400 kilogrammes au moment du débit maximum. Cette dernière quantité, séchée sur des plaques chaudes, se réduit à 1561 kilogrammes, donnant ainsi une évaporation de 54,5 pour 100 d'humidité. On n'a jamais obtenu une si grande quantité de débris contenant si peu d'humidité.

A *Mayence* on a essayé des tambours tronco-coniques de 5^m,45 de haut avec une bande de 0^m,82 de large et une autre bande circulaire de 0^m,40 (voir fig. 9); les trous avaient 5 millimètres de diamètre. Le débit de l'eau traitée par la bande seule pouvait varier de 49 à 84 litres par seconde. Les débits plus importants passent par la bande circulaire. La vitesse du tambour était de 0^m,10 par seconde, la rotation complète était effectuée en 110 secondes.

Les eaux d'égout de *Mayence* contiennent peu de matières en suspension : environ 225 kilogrammes par 1000 mètres cubes. On a pu retenir dans le tambour de 46 à 61 pour 100 de ces matières. Il faut faire remarquer que les eaux traitées étaient élevées de l'égout par une pompe centrifuge qui désintégraît beaucoup les matières avant qu'elles arrivent au tambour.

Le prix de fonctionnement, force motrice et main-d'œuvre, a été :

Pour un débit de 59 litres à la seconde	5 fr. 79	par 1000 mètres cubes.
— 78	— 2 fr. 80	—
— 157	— 1 fr. 50	—
— 221	— 1 fr. 20	—

La commission des travaux publics déclara dans un rapport en 1911, que le tambour de WINDSCHILD est très recommandable, mais qu'il fallait y apporter quelques perfectionnements. L'opération était propre et les poussières et les vapeurs produites par l'air comprimé n'étaient pas gênantes.

Ensuite, on expérimenta à *Mayence* la plaque-crible de RIENSCH dans les mêmes conditions. La plaque avait un diamètre de 4^m,44, et le cône une hauteur de 0^m,40, la plaque, une épaisseur de 5 millimètres, les fentes 2 millimètres de large et 50 millimètres de long. Le nettoyage se fit par cinq brosses, plus une brosse conique. Lorsque le débit était faible la brosse conique ne fonctionnait pas. La grille retint de 56 à 42 pour

100 des détritns. En général les fentes n'étaient pas bouchées.

Le prix de fonctionnement a été de :

Pour un débit de 59 litres par seconde	1 fr. 75	par 1000 mètres cubes.
— 78	—	1 fr. 45
— 157	—	0 fr. 81
— 176	—	0 fr. 65
— 255	—	0 fr. 48
— 514	—	0 fr. 55

Des expériences comparatives de *Mayence*, on peut tirer les conclusions suivantes :

1° Avec la même surface, le tambour a deux fois plus d'aire libre (55 pour 100) que les plaques-cribles (26,7 pour 100). Le tambour peut par suite avoir une surface plus petite et être plus simple.

2° Malgré une surface plus petite, le tambour retient une quantité beaucoup plus considérable de détritns (55,5 pour 100) que la plaque (59,5 pour 100).

5° Le tambour ne se bouche jamais; les fentes des plaques se bouchent quelquefois.

4° Le tambour fonctionne même avec une charge supplémentaire, ce que ne fait pas la plaque.

5° Des parties du cadre de la plaque étaient couvertes de boues et l'autre face de la plaque portait des taches de matières gluantes : on ne constate rien de pareil dans le tambour.

Bien qu'au point de vue technique le tambour ne présente pas d'inconvénients, le coût de fonctionnement est deux fois plus élevé que pour les plaques; mais cette considération n'est pas importante pour les raisons suivantes : on n'a considéré seulement que le coût de la force motrice et de la main-d'œuvre et dans des conditions défavorables au tambour. La force employée pour faire tourner l'appareil et comprimer l'air était nécessairement grande. Dans les conditions normales, la force employée pour l'appareil et pour l'injection d'air serait, en fait, plus grande que pour la plaque; tandis que les frais de main-d'œuvre seraient certainement moindres pour le simple tambour que pour la plaque plus compliquée. Le coût plus grand du fonctionnement est compensé par les frais plus faibles d'installation du tambour et de la construction de la chambre à grille au-dessous du niveau de l'eau.

D'après de nouvelles expériences rapportées par METZGER on a trouvé que les fines mailles de 2 millimètres se bouchent facilement avec des fibres fines, qui, finalement, formaient un feutrage sur le tambour, de sorte qu'il fallait quatre tambours au lieu d'un pour traiter l'eau d'égout. Une feuille de métal perforé fut alors expérimentée ; elle se conservait propre, mais on observa avec surprise que les trous de 10 millimètres se bouchaient plus facilement que les trous plus petits.

On essaya d'abord des jets d'eau pour nettoyer le tambour, mais il se produisit une pulvérisation très désagréable dans la chambre et l'humidité des matières criblées était plus grande. La vapeur à la pression de 4 à 6 atmosphères se condensait et humidifiait les matières qui dégageaient des odeurs semblables à celles des abattoirs. Finalement on revint à l'air comprimé et on reconnut que la forme et les dimensions du bec avaient une grande importance. Le bec avait une ouverture en forme de fente de 50 millimètres de long, et de 0^{mm}.5 de large. Le jet d'air produisait une certaine pulvérisation de l'eau entraînée par les matières, mais celle-ci était moindre dans le cas des plaques perforées que dans celui des toiles métalliques. On y remédia en enfermant le jet dans une boîte.

La chambre de criblage avec les fondations coûte 78 000 fr., et la machinerie, 57 250 francs. La surveillance peut être faite par un seul homme. Deux tambours peuvent traiter 100 000 mètres cubes par jour et le prix revient à 1 fr. 20 par 1000 mètres cubes.

M. KENNETTS ALLEN conclut qu'il faudrait une plus longue expérience dans des conditions variées pour être fixé sur la valeur exacte de cet appareil.

Traitement des boues des appareils Kremer. — Les boues séparées dans des dispositifs de décantation actuellement adoptés dans les installations modernes d'épuration d'eaux résiduaires peuvent être soit utilisées comme engrais dans l'agriculture et par suite séparées à l'état frais et vendues au dehors, soit soumises à la fermentation septique dans l'installation même pour en réduire le volume, en faire disparaître l'odeur et les dessécher par drainage ou les enterrer ensuite.

La Société des appareils KREMER ⁽¹⁾ construit aujourd'hui un dispositif spécial pour chacun de ces cas de traitement des boues. Pour l'utilisation agricole des boues fraîches, on a recours à l'appareil KREMER avec cylindre de boues, représenté par la figure 11. Pour la fermentation on emploie le

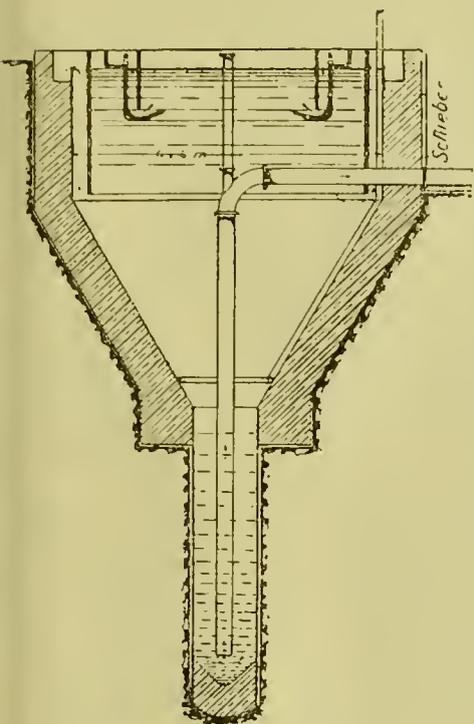


Fig. 11. — Appareil Kremer avec cylindre pour les boues.

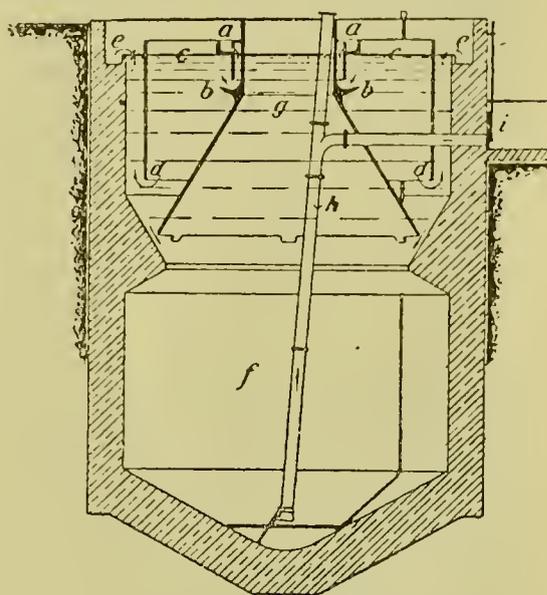


Fig. 12. — Décanteur Kremer.

décanteur KREMER (fig. 12) qui réunit à la fois les avantages de l'appareil KREMER et du décanteur EMSCHER.

Avec ces appareils, on arrive, à *Quedlinburg*, à séparer avec quarante minutes de séjour 92 pour 100 des matières en suspension et 97 pour 100 des matières organiques. La couche de graisses retenue renferme 70 à 80 pour 100 d'eau et à l'état sec 40 à 70 pour 100 de graisses.

⁽¹⁾ *Archiv. für Stadthygiene*, 1915, n° 4 et *Gesundheits Ingenieur*, 1915, n° 21, p. 595.

B. — ÉPANDAGE

Note sur les méthodes de différenciation des sols pour l'épuration terrienne des eaux d'égout (1).

On sait qu'un sol n'est propre à l'épuration des eaux d'égout que s'il possède certaines qualités qui dépendent de nombreux facteurs physiques, chimiques et biologiques. Il était intéressant de rechercher si une ou plusieurs propriétés physiques ne peuvent pas servir à mesurer les possibilités d'utilisation du sol pour l'épuration des eaux d'égout.

Mc. GOWAN et FINLOW ont examiné par des analyses physiques les sols et sous-sols de huit fermes d'irrigation d'eaux d'égout et ont trouvé que le taux de filtration paraît être à peu près proportionnel au nombre des particules par gramme de terre. Il est admis, toutefois, qu'une analyse physique complète est une opération longue et difficile.

Un appareil inventé par le Dr HANKIN et modifié par un des auteurs pour différencier rapidement les sols légers et sableux des Provinces-Unies et d'autres parties de l'Inde, pour le traitement des eaux-vannes et matières usées, paraît pouvoir être utilisé pour les sols de l'Angleterre. Ceci demande encore de nombreuses expériences, mais l'objet principal de ce travail est de rechercher si une simple épreuve donne des résultats suffisants pour pouvoir établir un calcul approximatif du volume d'eau d'égout qui peut être irrigué sur un sol et sous-sol donnés.

Le travail est divisé comme suit :

- 1° Porosité déterminée par un porosimètre à pression variable;
- 2° Porosité déterminée par un porosimètre à pression constante;
- 3° Expériences de percolation;
- 4° Analyse mécanique;

(1) D'après G. FOWLER et W. CLIFFORD. Congrès de l'Association of Managers of Sewage Disposal Works! Wolverhampton, juillet 1912. Nous avons jugé intéressant de rapporter presque complètement le travail qui pourrait servir de base pour l'étude des sols destinés à l'irrigation terrienne des eaux d'égout.

5° Contraction des sols ;

6° Eau contenue dans les sols ;

7° Épreuve de maladie d'un sol irrigué par l'eau d'égout.

Porosimètre à pression variable. — L'appareil de HANKIN, modifié par l'un des auteurs, est basé sur un principe analogue à celui de l'appareil employé par le professeur KING dans ses études sur la circulation de l'air dans les milieux poreux. Il se compose d'un récipient cylindrique en fer galvanisé (réservoir à air) de 20 à 25 litres de capacité, muni d'un manomètre mesurant les pressions de 0 à 7 kilogrammes, d'une pompe à compression d'air (pompe à bicyclette à pied) pour charger le réservoir, d'un cylindre en fer galvanisé de 0 m. 45 de longueur sur 0 m. 28 de diamètre, ouvert à un bout et fermé à l'autre par un chapeau conique sur le sommet duquel on frappe pour faire entrer le cylindre dans le milieu (sable ou sol).

La partie ouverte du cylindre est enfoncée à force dans le sol. Le réservoir rempli d'air à la pression de 7 kilogrammes est mis en communication avec le cylindre par un tube de caoutchouc à pression. L'air se répand dans le cône du cylindre et la pression tombe alors à 4 kg. 5 environ. La pression diminue rapidement d'abord, puis lentement ensuite. Plus le sol est poreux, plus la chute de pression est rapide.

On note le temps nécessaire pour que la pression tombe à 0 kg. 450 : c'est le temps total. En notant la pression chaque seconde ou le temps pour chaque chute de 0 kg. 450 de pression, on peut construire une courbe qui permet de calculer le temps moyen.

Le temps total pour la chute de pression à 0 kg. 450 a été en secondes :

Sable.	28
Glaise et sable.	5
Glaise et sable gorgés d'eau.	100
Sable et argile	41
Tourbe	12
Glaise et argile.	18 et 28
Glaise et tourbe.	10
Sable et gravier.	8

L'augmentation du temps est généralement indicatrice d'une proportion plus grande de limon et d'argile dans la terre. Mais

il y a évidemment d'autres facteurs dont il faut tenir compte. Par exemple le mélange argile et sable était apparemment moins poreux que l'argile-glaise, bien que ce dernier mélange renfermât environ 10 pour 100 de limon et d'argile de plus que le premier. L'explication vient sans doute de ce fait que le dernier champ avait été récemment labouré et travaillé (depuis cinq mois) tandis que le premier n'avait pas été labouré depuis huit ou dix ans.

Porosimètre à pression constante. — Les auteurs ont pensé que les coups violents portés sur le cylindre pour l'enfoncer dans la terre devaient troubler les couches naturelles et ainsi modifier les résultats. De plus, la pression d'air, pendant la première partie de chaque observation, était suffisante pour produire des tourbillons dans l'air passant en travers des canaux capillaires du sol.

L'appareil du *Professeur KING*, que les auteurs modifièrent, consiste essentiellement en un aspirateur muni d'un indicateur de pression et un cylindre contenant la terre. Le cylindre est un tube de 0 m. 062, fileté à un bout et avec un bord tranchant à l'autre. L'extrémité filetée est protégée par un chapeau perforé quand on prend un échantillon de sol.

Le cylindre, avec son chapeau perforé, est employé pour prélever un échantillon de sol de la même façon que pour faire un trou dans un bouchon, excepté qu'on se sert du marteau pour faire entrer un sol dur et pierreux dans le cylindre. Après avoir retiré le chapeau, le cylindre est vissé à l'aspirateur, en prenant soin que le joint soit étanche à l'air.

L'écoulement de l'eau de l'aspirateur réduit la pression dans l'appareil, et l'air passe au travers du sol contenu dans le cylindre. La différence de pression, qui est facilement contrôlée par le volume de l'eau qui s'écoule, est mesurée par un indicateur d'eau en forme d'U avec une branche ouverte à la pression atmosphérique. En ouvrant le robinet qui permet l'écoulement de l'eau de l'aspirateur, la pression (différence entre l'atmosphère et l'aspirateur) s'aceroit jusqu'à ce que le passage de l'air au travers du sol balance l'écoulement de l'eau de l'aspirateur.

Quand la pression est constante, l'écoulement de l'eau de

l'aspirateur mesure le passage de l'air au travers du sol. Généralement, on notait le temps du passage de 5000 cc. d'air au travers du sol à des pressions variables. La pression variait de 1 à 25 cm.

Des expériences préliminaires ont montré que, pour le sable propre, le temps de passage d'un volume connu d'air donne une mesure de la grosseur des particules, résultats en concordance avec ceux du *Professeur KING*.

Les auteurs ont déterminé sur un certain nombre d'échantillons de terres le temps de passage en secondes de 5 litres d'air au travers du cylindre rempli d'un sol à différentes pressions. Les résultats obtenus sont les suivants :

Nature du sol.	TEMPS EN SECONDES SOUS LA PRESSION DE		
	5 cm.	5 cm.	7 cm.
Gravier.	109 à 780	69 à 510	55 à 556
Glaise et sable. . . .	120 à 240	75 à 145	57 à 115
Tourbe.	215 à 2250	152 à 1600	102 à 1100
Argile et sable. . . .	116 à 1170	74 à 870	57 à 650

Les échantillons étaient prélevés dans le sol à mi-distance des rigoles de distribution et des drains. On remarqua que les échantillons étaient plus difficiles à prendre par temps sec, en mai, que par temps humide; en novembre et décembre. Bien que le cylindre fût toujours enfouci à une profondeur de 56 cm., l'échantillon contenu dans le cylindre était souvent beaucoup moindre par suite de la compression. Les sols tourbeux adhéraient le plus au cylindre et étaient plus comprimés. L'argile sableuse humide adhéraient très peu au métal et par suite se comprimait très légèrement.

La porosité apparente d'un des sols argilo-sableux paraît provenir de l'air interposé, entre le sol et le cylindre, montrant le manque d'adhésion.

Les résultats obtenus par temps sec sont plus élevés que ceux obtenus pendant le reste de l'année et paraissent montrer que le sol est moins poreux quand il est comparativement sec que lorsqu'il est humide. De nouvelles expériences sont nécessaires pour établir le bien fondé de cette observation.

Le remplissage du cylindre avec du sable à la main, et la prise d'un échantillon de sol dans un champ sont deux opéra-

tions tout à fait différentes. Le contact entre le métal et le sol varie avec les différents sols et pour un même sol avec sa teneur en eau ; par exemple, un sol tourbeux était lâche et poreux par temps sec en été, tandis que, pendant la saison humide, il était presque aussi imperméable qu'un sol argileux. Les sols argileux, d'autre part, étaient durs et imperméables à l'air par les temps de sécheresse, mais apparaissaient plus poreux lorsqu'ils étaient humides.

Expériences de percolation. — Lorsque le sol est de composition uniforme et que le niveau de la nappe souterraine n'est pas trop près de la surface, il semblerait que la porosité relative des sols puisse être déterminée directement en notant la vitesse de l'écoulement de l'eau de trous verticaux ou puits en miniature dans le sol environnant.

Une des deux méthodes employées par RICHARDON pour déterminer la porosité de la tourbe est une application de la même idée dans des conditions limitées.

Les auteurs firent des mesures avec des trous cylindriques de 0 m. 56 de profondeur et de deux diamètres : 0 m. 068 et 0,010. Dans les trous de plus grand diamètre on versait de l'eau jusqu'à la surface du sol et on la laissait filtrer pendant quelque temps avant de commencer les mesures. On portait alors le niveau de l'eau à 5 cm. de la surface du sol, puis on retournait au-dessus une bouteille remplie d'eau, maintenue par un anneau de bois, le goulot plongeant dans l'eau de façon à ce que le niveau de celle-ci dans la terre soit constant tant que la bouteille n'est pas vidée. Le temps que mettait la bouteille à se vider était noté.

Dans les trous du plus petit diamètre on introduisait un tube de verre sur lequel on retournait une bouteille comme précédemment. Dans ce cas, le niveau de l'eau était maintenu légèrement (de 25 à 57 mm.) au-dessus de la surface du sol.

Les résultats obtenus ont été les suivants :

Nature du sol.	Trous de 68 mm.	Trous de 10 mm.
Sable et gravier.	99 ^o .1 à 155 par minute	15 ^o .4 à 85,4 par minute
Tourbe	26,5 à 27,8 —	5,4 —
Argile et sable .	18,2 à 145,6 —	1,2 à 7,6 —
Glaise et sable .	50,0 à 155,5 —	18,0 à 86,5 —

On remarque les plus grandes variations, pour un même champ, dans la vitesse d'écoulement de deux trous.

Analyse mécanique. — Les auteurs ont recherché s'il y avait une relation entre la proportion des éléments les plus fins d'un sol et les résultats obtenus par les diverses méthodes de détermination de la porosité. On admet comme constituants les plus fins ceux qui passent au travers du tamis de 90 mailles au pouce. Ce choix de 90 mailles est tout à fait arbitraire.

L'échantillon pour cette détermination était pris dans le cylindre employé pour le porosimètre à pression constante, et contenant les 50 cm. superficiels de sol. Généralement les 75 ou 100 millimètres inférieurs étaient classés comme sous-sol. Les plus grosses pierres étaient retirées et pesées séparément. Une part proportionnelle était attribuée à l'échantillon, qui variait de 40 à 100 gr.

Le sol frais, pesé dans une capsule de porcelaine, était recouvert d'eau et trituré avec une baguette en verre dont le bout était recouvert de caoutchouc. Le liquide boueux était alors versé sur une série de tamis (50, 60 et 90 mailles au pouce) au préalable humidifiés et posés sur un vase peu profond. Un tube de caoutchouc relié au robinet de distribution permettait d'obtenir un mince jet d'eau; ce jet était dirigé dans la capsule en porcelaine, et ensuite lavait la terre sur le tamis le plus gros. Le lavage était alors continué sur le tamis en séparant et brisant les particules de terre agrégées avec la baguette de verre.

Quand les particules restant sur le tamis étaient propres, ce tamis était enlevé et l'opération se continuait sur le deuxième, puis sur le troisième. Toute l'eau de lavage (5 ou 4 litres) contenait le sable fin qui passe au travers du tamis de 90; elle était recueillie dans un grand vase et abandonnée au repos pendant 24 heures. Le liquide opalescent était alors siphonné et le sédiment (sable fin, limon et argile) séché et pesé. Quelques déterminations montrent que la quantité des matières qui se séparent en six jours du liquide opalescent varie de 1 à 5 gr. Aucune correction cependant ne fut faite sur les quantités de limon et d'argile.

Le sable et le gravier lavés sur les tamis étaient séchés et,

avant de faire la pesée, le tamis était secoué dans une capsule. Ce qui traversait était joint au tamis suivant. Ce qui passait au tamis de 90 était ajouté au limon d'argile.

NATURE DU SOL	GROSSEUR			
	PLUS GRANDE QUE 0 ^{mm} ,65	MOYENNE DE 5 ^{mm} ,47	MOYENNE DE 0 ^{mm} ,22	MOINDRE QUE 0 ^{mm} ,17
Gravier et sable .	17,0 à 29,1%	18,5 à 24,5%	21,5 à 30,0%	25,5 à 55,0%
Glaise et sable . .	6,7 à 11,8	15,7 à 51,1	22,7 à 55,2	51,9 à 49,1
Glaise et argile . .	1,5 à 15,5	11,7 à 19,6	14,7 à 24,6	59,8 à 57,8
Glaise et tourbe.	2,5 à 22,6	9,6 à 16,9	11,6 à 20,8	51,4 à 71,4

Dans cette table, les sols sont placés dans l'ordre de leur teneur en limon et argile. Cet ordre correspond à la capacité de filtration observée. Moins le sol contient d'argile et de limon, plus grande est sa capacité de filtration.

Les sols tourbeux font cependant un peu exception; ils contiennent une forte proportion de matières passant au tamis de 90, plus forte que les sols argileux; cependant, ils sont toujours plus filtrants. Pendant la saison sèche, les sols tourbeux sont plus librement fissurés, et rendent ainsi le drainage plus facile.

Contraction du volume. — On a souvent disserté sur les fissures du sol, mais leur signification par rapport à l'épuration des eaux d'égout ne semble pas avoir retenu toute l'attention qu'elle méritait. L'importance de la contraction pendant le séchage, et les conditions qui retardent ou favorisent la dessiccation, sont des points qui intéressent la filtration sur la terre.

Les auteurs employèrent la méthode préconisée par CAMERON et GALLACHIER en recueillant les observations sur un tambour enregistreur.

L'échantillon de sol était prélevé au moyen d'un tube de cuivre étamé de 57 mm. de diamètre ayant une extrémité à bord tranchant. Après avoir supprimé les 5 cm supérieurs, le cylindre de terre, de 62 à 65 millimètres de long, était façonné à 50 mm et pesé dans une petite capsule en alumi-

nium. La pesée était faite toutes les 24 heures et on notait ainsi la perte d'humidité.

Une plume légère en cuivre, à tête plate, posait sur la colonne de terre, et la pointe inscrivait sur un tambour enregistreur.

On calculait le pourcentage de contraction d'après la décroissance linéaire de la colonne au moyen de la formule :

$$D = 2 - (1 - X)^5$$

dans laquelle X représente l'unité de changement linéaire.

Pratiquement, les valeurs sont obtenues par la contraction observée pendant les premières 48 heures. Elles se trouvent dans l'ordre de grandeur des variations saisonnières de la proportion d'eau contenue dans les terres.

D'après les expériences, la contraction d'un sol tourbeux est presque deux fois plus forte que celle d'un sol argileux ou sable et glaise, et 5 fois plus forte que celle d'un sol de gravier et de sable.

La très forte contraction des sols tourbeux par temps sec, avec formation d'innombrables fissures, explique jusqu'à un certain point la facilité avec laquelle les liquides s'infiltrent vers les drains, malgré leur contenu en limon et argile.

Humidité des sols. — Les échantillons étaient prélevés autant que possible à égales distances des rigoles de distribution et des drains :

Les prises dans les couches superficielles de 0 m. 50 du sol ont donné :

Tourbe	54,0 à 44,0 0/0
Argile	21,0 à 15,0 0/0
Sable et glaise	25,0 à 15,0 0/0
Sable et gravier	16,0 à 9,0 0/0

Sols malades par irrigation d'eaux d'égout. — Pour indiquer le caractère de la matière organique contenue dans les sols, on en détermina d'abord la proportion d'eau. Une quantité de terre non séchée, égale à 5 gr. de substance sèche, était mélangée avec une quantité d'eau suffisante pour avoir une boue à 90 pour 100 (10 pour 100 matière solide pour 90 pour 100 d'eau.) Cette boue fut alors diluée à 500 cc. dans un grand cylindre et bien agitée. Après deux heures de repos,

une épreuve de clarification fut faite sur le liquide décanté (1). Il est été aussi intéressant de déterminer la perte par calcination du sédiment ainsi déposé.

Bien que les observations soient trop peu nombreuses pour se rendre compte de la valeur de la méthode, les résultats suivants indiquent qu'ils doivent retenir l'attention.

Les nombres représentent l'oxygène emprunté au permanganate N/80 en parts pour 100 000 d'extrait de terre.

	Matières colloïdales	Matières solubles
Boue humide.	12,08	2,24
Glaise et sable non irrigués à l'eau d'égout.	4,28	0,04
Sol difficilement irrigué à l'eau d'égout après 7 jours de repos.	8,69	0,54
Sol difficilement irrigué à l'eau d'égout après 1 mois de repos	2,66	0,52
Argile normalement irriguée.	1,50	0,06
Tourbe —	8,68	1,06
Tourbe —	6,54	0,56
Sable et argile —	6,58	0,16

Conclusions. — Les résultats, bien qu'en nombre limité, se rapportant seulement à quelques terres, indiquent que celles-ci peuvent être différenciées, relativement à leur capacité filtrante, par diverses épreuves mécaniques. Une recherche plus approfondie s'impose et les données physiques concernant les sols d'une capacité reconnue pour la filtration et l'épuration des eaux d'égout doivent être accumulées.

D'une façon générale, la porosité relative des sols sableux peut être mesurée par un appareil permettant de faire passer un volume connu d'air à travers une portion isolée de terre. La percolation directe avec l'eau peut être utile lorsque d'autres moyens ne sont pas praticables.

La forme simple d'analyse mécanique, décrite plus haut, paraîtra suffisante dans la pratique. Il peut être recommandable d'employer un tamis à 100 mailles par pouce dans les travaux futurs.

Les résultats anormaux obtenus avec les sols sableux montrent quelle prudence on doit avoir dans l'interprétation des

(1) Détermination des matières colloïdales. Voir *Ces Recherches*, 4^e vol., p. 42, 5^e vol., p. 55.

résultats. Les sols tourbeux, jugés d'après les porosimètres, la percolation directe et par l'analyse mécanique, sont moins poreux que les sols argileux; cependant l'expérience pratique montre qu'on peut y épurer aussi bien les eaux d'égout, spécialement pendant la saison sèche. Ceci s'explique probablement par la contraction plus grande qui s'opère par dessiccation, des fissures innombrables livrant alors facilement passage au liquide.

Bien que la porosité d'un sol dépende principalement de la proportion des plus fines particules qu'il contient, l'influence des matières colloïdales et de l'humidité, en changeant la texture du sol, demandent à être prises en considération.

La méthode de travail et d'irrigation des terres a une influence considérable sur la capacité de filtration. En effet, par des déversements inconsidérés, un sol tout à fait poreux peut devenir compact et presque imperméable.

Dans les sols lâches et poreux de l'Inde centrale, la méthode indigène qui consiste à irriguer de petites parcelles est très recommandable.

En Angleterre, avec une moindre évaporation, on peut employer utilement pour les sols poreux les pulvérisateurs mobiles.

C. — LITS BACTÉRIENS

Lits de contact. — On a souvent écrit que les lits de contact étaient abandonnés. Tel n'est pas l'avis de M. WIKK (¹), l'ingénieur de la ville de *Sheffield*, qui les a fait adopter dans cette ville pour les raisons suivantes :

1° Les eaux d'égout de *Sheffield* sont très concentrées et contiennent des quantités considérables d'acides chlorhydrique et sulfurique qui corrodent rapidement le fer, d'où l'impossibilité d'employer des appareils distributeurs en acier ou en fer ;

2° Les lits de contact n'exigent qu'une différence de niveau de 1^m,20, ce qui permet d'éviter le pompage ;

(¹) *San. Rec.*, 15 septembre 1912, p. 248. Voir *Ces Recherches*, vol. VI, p. 115.

5° Ces lits demandent moins de travail expérimenté ;

4° Il n'y a pas de nuisance par suite d'odeurs ou de développement de mouches, ce qui est important à éviter car la station se trouve dans un faubourg populaire.

Il y a à *Sheffield* 16 lits de contact mesurant chacun une aere (4 042 mètres carrés) sur une profondeur de 1^m,20. Ils sont remplis de 0^m,60 de scories de 50 à 100 millimètres au fond ; au-dessus une couche de 0^m,45 de scories de 18 à 57 millimètres. La couche superficielle de 0^m,15 est de scories de 5 à 18 millimètres. Au centre de chaque lit se trouve une chambre d'où les eaux se déversent dans des canaux radiaux tracés sur les matériaux du lit. Les vannes sont manœuvrées à la main. Les lits fonctionnent en moyenne 1 fois 1/2 par jour.

Les résultats sont très satisfaisants suivant les exigences du Rivers Board.

D'après M. WIKÉ les expériences de jaugeage ont montré que la perte de capacité des lits de contact est beaucoup moins grande que celle qui est généralement rapportée. *Sheffield* se trouverait donc sous ce rapport dans des conditions tout à fait exceptionnelles.

D'après F.-C. COOK (1) les lits de contact de *Nuneaton* ont eu leur capacité originelle réduite :

Après 2 ans de service en 1904 à		87,16 0/0
— 3 — 1905		72,17 0/0
— 4 — 1906		57,55 0/0
— 5 — 1907		45,96 0/0
— 6 — 1908		54,77 0/0

Emploi de la tourbe dans la construction des lits bactériens.

— GUTH et KEIM (2) ont déjà fait, dans les années 1907-1911, des essais sur l'emploi de la tourbe dans la construction des lits bactériens et nous avons rendu compte de ces travaux dans un de nos précédents volumes (3). Ces expériences avaient montré que la tourbe, quand elle est suffisamment perméable, se prête bien à la construction des lits bactériens. GUTH et KEIM ont cherché à se rendre compte si ces résultats favorables, obtenus sur de petits lits bactériens de 0^m206 de surface

(1) *Eng. Rec.*, 6 juillet 1912, p. 19.

(2) *Gesundheits Ingenieur*, 1915, n° 22, p. 401.

(3) *Ces Recherches*, VII^e vol., p. 254.

et d'un mètre de hauteur sont applicables dans la pratique aux grandes installations. Ils ont expérimenté sur deux lits dont l'un était entièrement constitué par de la tourbe tandis que l'autre ne possédait qu'une couche filtrante de tourbe à la partie supérieure.

Le premier lit bactérien était rond, d'un diamètre de 4 mètres et d'une hauteur de 1^m80; il était constitué de molles de tourbe de 8 centimètres de largeur et de hauteur sur 20 centimètres de longueur, revenant à 7 mk. 40 le mètre cube rendu franco. Le chargement a été fait avec les eaux résiduaires d'un hôpital, dont l'oxydabilité au permanganate était environ de 550 milligrammes par litre, et la répartition a eu lieu au moyen d'un sprinkler, à raison de 1 mètre cube par mètre cube de matériaux, et pendant le jour seulement. L'effluent de sortie, d'abord brun est devenu après une période de travail de 6 à 8 semaines, remarquablement clair, sans odeur et faiblement coloré en jaune. La diminution de l'oxydabilité a atteint 70 à 80 pour 100, celle de l'ammoniaque 50 pour 100 environ et les eaux renfermaient à la sortie de grandes quantités de nitrates. L'augmentation d'oxydabilité signalée au début dans les expériences de laboratoire, n'a jamais été observée. Au bout de cinq mois, le lit a travaillé nuit et jour sans que l'épuration se soit modifiée. Au bout de quatre nouveaux mois, le chargement a été porté à 2 mètres cubes d'eau par mètre cube de matériaux : dans ces conditions, l'aspect de l'effluent de sortie est devenu rapidement défectueux : les eaux étaient troubles, malodorantes et ne renfermaient plus de nitrates : la diminution de l'oxydabilité était moitié moins forte. On n'a obtenu aucune amélioration en revenant pendant plusieurs semaines au chargement d'un mètre cube. En creusant le lit, on a constaté qu'il était colmaté et dans certains endroits tellement comprimé qu'il formait une masse absolument compacte. Tous les canaux servant au passage de l'eau et de l'air avaient disparu par le gonflement de la tourbe, à part quelques fentes dans lesquelles l'eau s'engouffrait rapidement.

Quelques essais ont montré que l'augmentation de volume des molles de tourbe par gonflement atteignait 45 pour 100 et l'augmentation de poids 100 pour 100.

Le fonctionnement du lit a été interrompu ainsi au bout

d'un an, et le lit a été reconstitué avec les morceaux de tourbe lavés et triés, puis remis en travail avec un chargement d'un mètre cube par mètre carré de surface. L'effluent est devenu rapidement satisfaisant et on a obtenu bientôt la même diminution d'oxydabilité et la même production de nitrates qu'auparavant. La quantité de matières en suspension contenues dans l'effluent de sortie a été en moyenne de 70 milligrammes par litre dont 79 pour 100 de matière organique. Les matières précipitables par simple gravitation ont atteint 1^{cc}5 par litre. Avec un lit bactérien de scories fonctionnant dans les mêmes conditions l'effluent de sortie contenait en moyenne 100 milligrammes de matières en suspension par litre, dont 60 pour 100 de matière organique; les matières précipitables par gravitation atteignaient 4^{cc}6 par litre. Au bout d'un an de fonctionnement, l'épuration est devenue moins satisfaisante avec le lit de tourbe, par suite du colmatage occasionné par la pulvérisation lente des matériaux dans les couches moyennes et inférieures. Le lit a été alors démoli, la boue adhérente à la tourbe a été enlevée par lavages et on a obtenu ainsi par mètre cube de matériaux 100 litres de boues dans les couches supérieures, 116 litres dans les couches moyennes et 155 litres dans les couches profondes. La teneur en eau atteignait environ 86 pour 100 et la matière sèche renfermait 55 pour 100 de matières inorganiques. Le lit bactérien de scories signalé plus haut, qui était en fonctionnement depuis 10 ans, a été également démoli; il était colmaté à peu près également dans toutes ses couches et on a obtenu par mètre cube de scories 110 litres de boues à 86 pour 100 d'eau: la matière sèche renfermait 45 pour 100 de substances inorganiques.

Un autre lit bactérien de 8 mètres de largeur sur 8 mètres de longueur et d'un mètre de hauteur, constitué par des pavés de la grosseur de la tête d'un enfant a été mis en fonctionnement en août 1908. Ce lit a été chargé avec les eaux résiduaires de l'hôpital d'*Eppendorf*, préalablement soumises à un séjour de 12 à 18 heures en fosse septique, et dont l'oxydabilité au permanganate était de 180 à 200 milligrammes par litre. La répartition a eu lieu au moyen de becs pulvérisateurs, d'une façon intermittente, par fonctionnement d'une minute suivi de deux

minutes et demie de repos. Le lit a fonctionné pendant un an avec un chargement de 0^m54 à 0^m58 d'eau par mètre cube de matériaux. Les effluents de sortie étaient souvent putrescibles, ne renfermaient pas de nitrates; l'ammoniaque diminuait très peu et la diminution de l'oxydabilité n'atteignait que 40 à 50 pour 100. On a alors placé à la surface du lit bactérien une couche d'environ 50 centimètres de scories de la grosseur d'une noix. Les eaux traitées ont pris aussitôt un meilleur aspect, la putrescibilité a disparu, la diminution de l'ammoniaque a été de 50 pour 100 environ, celle de l'oxydabilité toujours de 40 à 50 pour 100. En juillet 1911, la couche de scories a été remplacée par une couche de mottes de tourbe d'épaisseur égale. Avec un chargement d'un mètre cube d'eau par mètre cube de matériaux, l'épuration a été insuffisante: la diminution de l'oxydabilité était très faible, on ne trouvait pas de nitrates et l'effluent restait putrescible. Au bout de quatre mois, la couche supérieure était tellement gonflée qu'elle empêchait tout accès de l'air. Cette couche a été enlevée, lavée et replacée sur une partie des mottes de tourbe. En novembre 1911, le lit a été remis en fonctionnement et au bout de quelques semaines, il a donné une bonne épuration jusqu'en septembre 1912, avec une diminution d'oxydabilité de 50 à 60 pour 100 et une diminution d'ammoniaque de 20 pour 100.

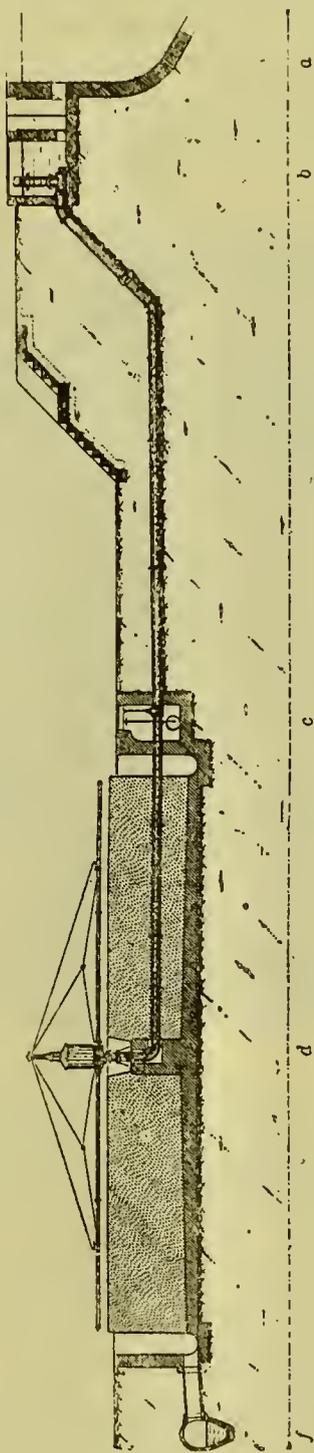


Fig. 15. — Sprinkler Geiger. — Installation

L'effluent était imputrescible et renfermait toujours des nitrates.

Ces deux essais effectués sur des lits tourbeux de grandes dimensions montrent qu'il est indispensable, pour faire des expériences sur l'emploi de divers matériaux pour la construction des lits bactériens, de se placer dans des conditions très

voisines de celles de la pratique, car beaucoup de facteurs qui sont négligés dans les expériences de laboratoire, peuvent intervenir.

Les recherches antérieures avaient montré que la tourbe peut être utilisée pour la construction des lits bactériens, à condition qu'elle soit suffisamment perméable. On doit ajouter aujourd'hui qu'il est nécessaire, pour éviter l'imperméabilité, qui survient rapidement par suite de l'augmentation de volume, de faire gonfler au préalable le plus possible les mottes de tourbe par traitement à l'eau. Ainsi préparée, la tourbe semble être utilisable en couche de 50 centimètres d'épaisseur à la sur-

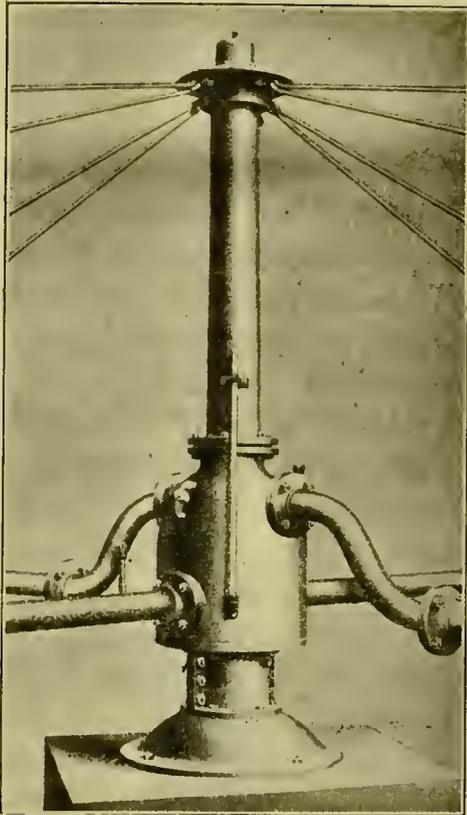


Fig. 14. — Sprinkler système Geiger.

face des lits bactériens à matériaux grossiers. Dans les lits constitués exclusivement par de la tourbe, il faut disposer des tamis horizontaux, pour empêcher l'entraînement vers la profondeur de la tourbe émiellée et friable. Si on ne peut se procurer la tourbe à très bon marché, il vaut mieux recourir aux scories.

Sprinkler système Geiger pour lits bactériens percolateurs ⁽¹⁾. — Ce dispositif comprend un tube perforé fixe, placé au

¹⁾ *Gesundheits Ingenieur*, 1912, n° 42, p. 815.

milieu du lit percolateur, et portant un tube mobile, également perforé et muni de plusieurs tuyaux de répartition qui s'étendent sur toute la largeur du lit. Comme le montre la

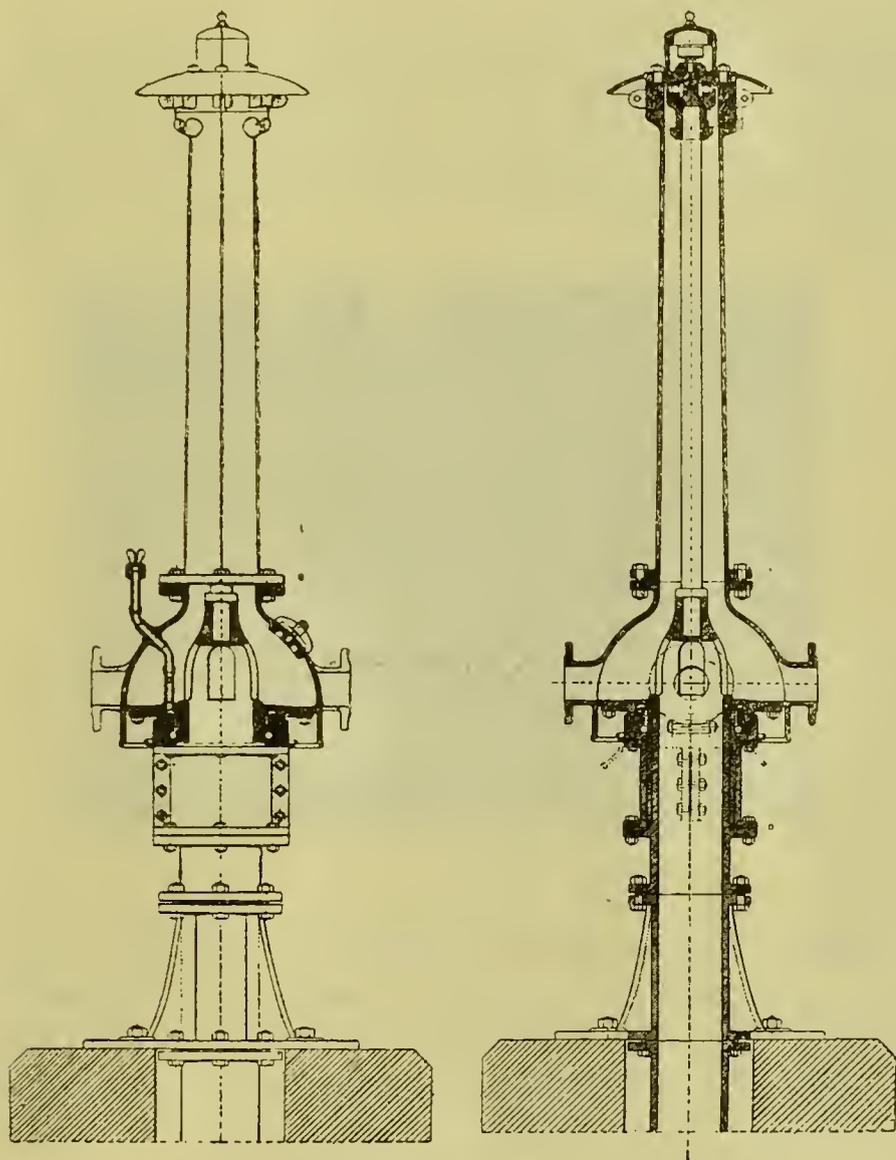


Fig. 15. — Sprinkler système Geiger. — Coupes.

figure 15, l'eau d'égout est amenée au sprinkler *d* par une canalisation munie d'une trappe et d'une fosse de vidange *c*. Cette canalisation est reliée à un réservoir à niveau constant *b*, alimenté lui-même par le bassin de décantation *a*. Le tube mobile du sprinkler est en fonte, et les bras répartiteurs sont en fer galvanisé ou en cuivre. Chacun de ces bras porte sur

toute sa longueur des orifices d'au moins 8 millimètres de diamètre; l'extrémité est fermée par un écrou facile à dévisser. Tous les tuyaux répartiteurs sont soutenus par des fils métalliques qui se fixent sur le tube central mobile.

Les sprinklers système GEIGER sont de deux types : les sprinklers à pression et les sprinklers à refoulement. Dans les sprinklers à pression le tube fixe et le tube mobile sont disposés comme l'indique la figure 15. Ils conviennent surtout dans le travail où la pression de l'eau est variable.

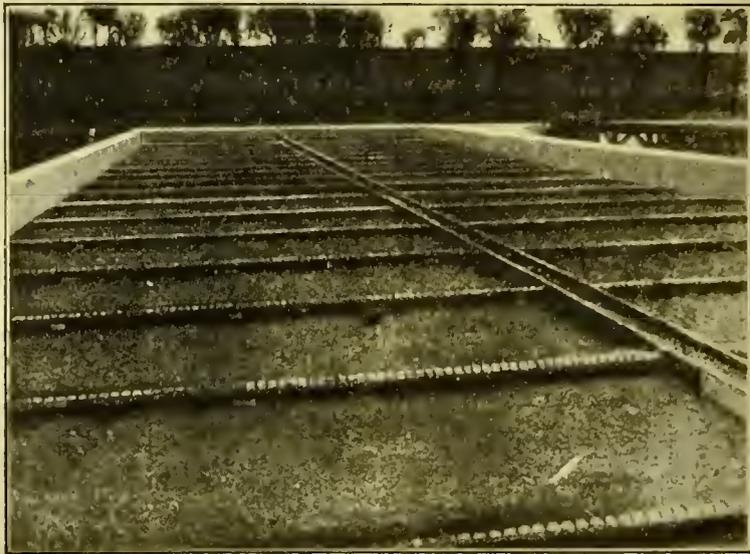


Fig. 16. — Rigoles en béton armé, système Schrauff.

La figure 14 montre que le sprinkler à pression a quatre tubes répartiteurs de l'eau, deux en bas et deux en haut de la douille inférieure du tube mobile. Quand l'arrivée de l'eau est peu abondante, l'appareil travaille seulement avec les deux tubes inférieurs; quand elle est abondante, il travaille avec les quatre tubes.

La figure 15 représente une coupe verticale des tubes fixe et mobile du sprinkler GEIGER. La rotation se fait sur billes, aussi bien à la partie supérieure qu'à la partie inférieure. Le roulement inférieur est placé sur un joint de mercure et l'espace annulaire compris entre le tube fixe et le tube mobile est rempli de glycérine, dont la densité est plus grande que celle de l'eau, ce qui empêche l'agitation du mercure

par les billes et aussi l'arrivée de l'eau sale dans cet espace.

Un dispositif spécial empêche que le joint de mercure ne soit projeté au dehors par la pression de l'eau qui arrive dans le tube.

Rigoles de répartition en béton armé pour l'alimentation des lits bactériens percolateurs ⁽¹⁾. — Les lits bactériens d'épuration des eaux résiduaires de la ville de *Gotha* sont munis de rigoles de répartition en béton armé qui donnent les meilleurs résultats. Le système comporte une rigole principale à section rectangulaire, en béton armé, formée de morceaux qui

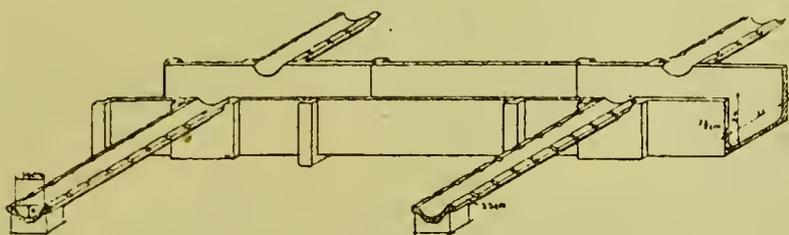


Fig. 17. — Rigoles en béton armé, système Schrauff.

peuvent facilement s'adapter les uns à la suite des autres, et plusieurs rigoles latérales de distribution, également en béton armé et en morceaux disposés bout à bout. Les joints sont rendus étanches au moyen de mastic. Ces rigoles répartissent l'eau par débordement, d'une façon très régulière : l'eau y est aérée, la gelée y est peu à craindre, et les matières en suspension qui ont pu échapper à la clarification préalable s'y déposent. Les figures 16 et 17 montrent la disposition de ces rigoles de répartition.

D. — ÉPURATION DES EAUX RÉSIDUAIRES INDUSTRIELLES

I. — Eaux résiduaires des abattoirs ⁽²⁾.

M. HUGO LOCHER ⁽³⁾ a étudié 19 installations diverses d'épuration d'eaux résiduaires dans les abattoirs, et il a réuni ainsi

⁽¹⁾ D'après Schrauff. *Techn. Gemeindeblatt*, 46^e année 1915, n^o 2, p. 51 et *Gesundheits Ingenieur*, 1915, n^o 21, p. 596.

⁽²⁾ *Neue bautechnische Literatur*, n^o 2, 1912, d'après *Gesundheits Ingenieur*, 1915, n^o 6, p. 426.

⁽³⁾ Nous nous bornons à exposer ici les idées de M. Hugo Locher, qui ne nous semblent pas devoir être acceptées sans réserves.

un certain nombre d'observations intéressantes au sujet de cette épuration.

Les chiffres suivants font connaître d'abord la composition de deux effluents de l'abattoir de *Essen*.

ASPECT EXTÉRIEUR		EN MILLIGRAMMES PAR LITRE D'EAU NON FILTRÉ					
		MATIÈRES INSOLUBLES			MATIÈRES SOLUBLES		
		Totales	Minérales	Organiques	Totales	Minérales	Organiques
1° Très brun et très trouble, forte odeur de putréfaction. . .	Réaction nettement alcaline.	2 185	60	2 125	20 625	18 550	2 275
2° Brun rougeâtre, beaucoup de déchets de viande et de graisse, forte odeur de putréfaction. . .	Faiblement alcaline.	1 245	12	1 255	4 465	5 285	1 180

ASPECT EXTÉRIEUR		EN MILLIGRAMMES PAR LITRE D'EAU FILTRÉE			
		Chlore combiné	AzH ⁵	Azote organique	Permanganate absorbé
1° Très brun et très trouble, forte odeur de putréfaction. . .	Réaction nettement alcaline.	10 480	119	220	1 466
2° Brun rougeâtre; beaucoup de déchets de viande et de graisse, forte odeur de putréfaction. . .	Faiblement alcaline.	1 856	29	156	758

La quantité d'eaux résiduelles fournies par un abattoir varie de 500 à 600 litres par animal abattu; elle est en moyenne de 400 litres. Dans les équarrissages, il faut compter 600 à 800 litres de bouillon concentré par 1000 kilogrammes de viande traitée.

Le système séparatif est toujours à recommander par ces eaux quand l'installation d'épuration doit être faite à l'abattoir même, s'il s'agit d'un petit abattoir et quand on dispose de la pente nécessaire. Le système unitaire est au contraire préférable quand l'abattoir est raccordé directement à la canalisation de la ville. Il est nécessaire de prévoir des dispositifs de chasse pour le lavage des canalisations : le lavage à l'eau chaude est parfois avantageux. Si l'abattoir est raccordé à la canalisation des eaux d'égout de la ville, il est inutile de construire une installation spéciale et il suffit de séparer les matières en suspension avant de laisser écouler les eaux. Si l'abattoir se trouve placé contre un grand fleuve poissonneux on peut y laisser couler directement les eaux : les poissons se tiennent de préférence dans le voisinage du tuyau d'évacuation et épurent, partiellement au moins, l'effluent. L'épuration par voie mécanique au moyen de tamis, de grilles et de bassins de décantation est assez efficace. Dans les installations étudiées par l'auteur, la durée de séjour des eaux dans les bassins de décantation varie de $3/4$ d'heure à 2 heures. On utilise souvent aussi des additions de produits chimiques tels que chaux, sulfate ferrique, argile, acide sulfurique.

L'épandage est employé par quelques abattoirs, mais il faut avoir soin de séparer au préalable très complètement les graisses.

L'épuration biologique a donné d'excellents résultats à *Friedrichsfelde* près Berlin, à *Suhl* en Thuringe, à *Bottrop* en Westphalie. Les eaux résiduaires d'équarrissage n'ont cependant pas encore été traitées par cette méthode à cause de leur viscosité et de leur concentration. On a obtenu des résultats plus favorables avec la filtration intermittente.

Les dépôts sont utilisés jusqu'ici comme engrais ou comme combustibles. On a essayé également de les dessécher par la vapeur ou par centrifugation et de les façonner en briquettes ou de les soumettre à la fermentation en fosse septique. On a obtenu par cette dernière méthode d'aussi bons résultats que pour les boues des eaux d'égouts : à l'abattoir de *Gladbeck*, les dépôts extraits tous les quatre mois des décanteurs EMSCHER sont presque sans odeur et se dessèchent très aisément. On peut alors les brûler sans aucune addition de charbon.

La récupération des matières grasses des eaux résiduaires est particulièrement intéressante, surtout pour les margari-neries. La margarinerie de *Krefeld* retire de ses eaux résiduaires 2500 kilogrammes de graisses par mois.

Toutes les installations d'épuration des eaux résiduaires d'abattoirs doivent être munies de dispositifs de désinfection des eaux contre les microbes des maladies contagieuses des animaux. Cette désinfection se fait avec le chlorure de chaux, le lysol, ou le chauffage à 100 degrés au moyen d'appareils spéciaux. Après la désinfection, ces eaux doivent, dans certains cas, être traitées par l'épandage.

II. — Épuration des eaux résiduaires de teinturerie.

L'épuration des eaux résiduaires de teinturerie par simple précipitation au moyen de réactifs chimiques, qui est très répandue, est tout à fait insuffisante. Beaucoup de matières putrescibles en solution ne sont pas modifiées par le traitement chimique.

A. BATTIGE⁽¹⁾ recommande pour cette épuration le procédé breveté de PREIBISCH, basé sur l'emploi du charbon. Ce procédé employé pendant plusieurs années dans une teinturerie a donné les résultats suivants :

	EAU BRUTE				
	EN MILLIGRAMMES PAR LITRE D'EAU				
	1904	1905	1906	1907	1908
Aspect : bleu noir, opaque. nombreuses matières noirâtres en suspension.					
Odeur : souvent nauséabonde.					
Réaction : neutre.					
Résidu sec total	652,0	652,0	686,0	577,0	558,0
Résidu après calcination	561,0	588,0	588,0	550,0	557,0
Ammoniaque	12,9	11,0	15,8	17,7	9,5
Matières azotées	110,2	112,0	111,4	75,4	68,5
Matières organiques précipitables . .	85,0	48,0	95,0	52,0	24,2
Matières minérales id.	8,0	8,0	20,0	4,5	6,5
Oxydabilité au permanganate	786,0	820,0	1054,0	848,0	785,0
— des matières précipitées seules	124,0	100,0	451,0	118,0	47,4

(¹) *Gesundheits Ingenieur*, 1915, n° 11, p. 206, et n° 26, p. 482.

	EAU ÉPURÉE				
	EN MILLIGRAMMES PAR LITRE D'EAU				
	1904	1905	1906	1907	1908
Aspect : claire, opalescente, parfois quelques matières en suspension.					
Odeur : nulle.					
Réaction : neutre.					
Résidu sec total	424,0	456,0	494,0	579,0	575,0
Résidu après calcination	558,0	412,0	594,0	508,5	525,0
Ammoniaque	1,9	2,4	9,0	2,1	4,2
Matières azotées	57,8	58,5	65,9	51,6	51,7
Matières organiques précipitables . .	10,0	0,0	5,0	4,5	1,1
Matières minérales id.	8,0	0,0	1,0	0,5	0,2
Oxydabilité au permanganate	71,0	12,0	95,9	69,5	56,4

Dans cette méthode, les eaux s'écoulent d'abord dans un bassin de clarification préalable, à une température assez élevée, et elles y abandonnent leurs matières cellulosiques. Ce bassin doit avoir une contenance égale à la quantité d'eau évacuée par jour, afin d'assurer un mélange homogène et une clarification suffisante. L'installation comprend deux à trois lits de contact qui travaillent d'une façon intermittente et quatre filtres submergés qui sont nettoyés tous les dimanches par insufflation d'air. Les lits de contact sont constitués par du charbon en gros morceaux; les filtres par du charbon de plus en plus fin. Les deux installations actuellement en marche fonctionnent depuis sept ans sans qu'il ait été nécessaire de renouveler le charbon.

Revenant sur cette question dans un second article, BATTIGE fait observer que les résultats sont bien meilleurs que ceux qu'on obtient avec les lits de coke et de scories, et on peut se demander si le charbon, au bout d'un certain temps d'usage, ne perd pas sa faculté de fixer les matières colorantes et d'épurer les eaux, ce qui exigerait sa revivification ou son renouvellement. Pour trancher cette question, BATTIGE a étudié l'installation la plus ancienne faite par le procédé PREIBISCH, en fonctionnement depuis 1905. Quatre échantillons ont été prélevés au milieu des filtres : 1° un échantillon 1 de charbon pris aux trois quarts de la profondeur du premier filtre formé de charbon en gros morceaux ; 2° un échantillon II

du même filtre, pris dans le voisinage d'une rigole de répartition (la coloration de ces deux échantillons était brune et l'échantillon II était boueux); 5° un échantillon III du filtre submergé n° 5, rempli de charbon fin d'environ 2 millimètres de diamètre: cet échantillon a été prélevé à 25 centimètres au-dessous de la rigole de répartition; 4° un échantillon IV du filtre submergé n° 4 rempli du charbon fin: cet échantillon a été prélevé dans les mêmes conditions que le précédent. Tous ces échantillons provenaient des filtres en fonctionnement depuis 1905, sauf l'échantillon IV provenant d'un filtre mis en route en 1908.

L'examen chimique de ces divers échantillons a donné les résultats suivants :

	N° I	N° II	N° III	N° IV
Aspect.	Très foncé	Foncé et boueux	Foncé	Faiblement foncé
Teneur en eau 0/0 (par chauffage à 100°)	50,11	51,98	54,57	46,70
Nouvelle perte en eau 0/0 (par chauffage à 150°).	0,17	0,40	0,50	0,24
Résidu sec 0/0 à 150°.	49,72	47,62	45,55	55,06
Perte complémentaire au rouge 0/0	5,45	8,15	5,78	5,12

Cette dernière perte au rouge ne fait pas connaître exactement le degré d'infiltration du charbon par les matières organiques, car le charbon employé donnait avant usage les chiffres suivants :

Teneur en eau par chauffage à 100°	0,74 0/0
Nouvelle perte en eau pour chauffage à 150°.	0,44 0/0
Résidu sec à 150°.	98,82 0/0
Perte complémentaire au rouge	4,26 0/0

Pour connaître le degré d'infiltration des quatre échantillons de charbon par les matières organiques, il est nécessaire de retrancher, de la perte au rouge de la matière sèche à 150 degrés de chaque échantillon, la perte au rouge normale de la matière sèche à 150 degrés du charbon initial. On arrive alors aux chiffres suivants :

	N° I	N° II	N° III	N° IV
Perte au rouge de la matière sèche à 150°.	11,26 0/0	17,11 0/0	12,75 0/0	9,65 0/0
Perte au rouge du charbon initial	4,51 0/0	4,51 0/0	4,51 0/0	4,51 0,0
Matières organiques séchées à 150°, par différence	7,25 0/0	12,80 0/0	8,44 0/0	5,54 0/0

Les échantillons de charbon sont alors épuisés par l'eau chaude pour la recherche des matières colorantes extractibles. Le liquide filtré était à peine verdâtre pour le n° I, faiblement verdâtre pour le n° II, à peine verdâtre pour le n° III et incolore pour le n° IV.

Si on laisse de côté l'échantillon II, prélevé contre les rigoles de répartition, pour considérer seulement les échantillons I, III et IV, on voit qu'il n'y a pas d'infiltration importante dans le charbon, ni accumulation de matières colorantes. Il est probable que dans la première partie du filtre, constituée d'éléments grossiers qui travaillent d'une façon intermittente, les matières colorantes sont modifiées par l'oxydation, de sorte qu'elles ne compromettent plus l'action du charbon fin disposé dans les autres parties.

III. — Épuration mécanique des eaux résiduaires des usines métallurgiques (1).

Les eaux résiduaires des usines métallurgiques doivent subir, avant d'être évacuées, une première épuration. Dans les anciennes installations on les envoie dans des étangs où elles se décantent, mais dans les installations modernes, les eaux subissent un double traitement mécanique. Les matières lourdes telles que sables, boues de minerais, boues de charbon, sont séparées par un premier bassin au bout d'un temps très court; les fins dépôts se décantent dans un deuxième bassin, de dimensions beaucoup plus grandes.

La figure 18 représente un plan d'installation d'épuration

(1) L. KROPP. *Gesundh. Ing.*, 1912, n° 55, p. 692

avec le premier bassin de décantation. A cette fosse $GE\alpha$ se rattachent deux petites fosses complémentaires $GE\beta$ et $GE\gamma$ qui communiquent entre elles et aussi avec deux autres bassins de décantation. Les deux premiers bassins portent des chicanes et aboutissent à la canalisation d'évacuation des eaux décantées. Celles-ci traversent une grille à la sortie de chaque bassin avant de s'écouler dans la canalisation d'évacuation. La fosse $GE\alpha$ est la plus profonde : le fond est à $5^m,50$ du niveau supérieur de l'eau : il se relève peu à peu et n'est plus qu'à $5^m,25$ dans la fosse $GE\gamma$. La profondeur des bassins de décantation est de $5^m,25$ à l'entrée et de $5^m,50$ à la sortie.

La marche du travail est très simple. Les eaux entrent d'abord dans la fosse $GE\alpha$ où elles abandonnent une grande partie des matières lourdes en suspension, et elles pénètrent ensuite dans le bassin de décantation correspondant où les matières flottantes et les fins dépôts se trouvent retenus. En isolant ce premier bassin, l'eau passe $m\alpha\beta$ dans la fosse $GE\beta$ et dans le deuxième bassin de décantation qui en dépend. De même, en isolant le deuxième bassin, l'eau peut pénétrer dans la fosse $GE\gamma$ et dans le troisième bassin de décantation. L'eau qui s'écoule des bassins de décantation traverse une fosse d'évacuation garnie d'une grille et se rend dans la canalisation de sortie GA .

Ce dispositif très simple permet d'approprier le travail à la nature de l'eau, de ralentir plus ou moins le passage par l'emploi d'un, de deux ou de trois bassins. La vidange des boues déposées devient très facile, car il suffit d'isoler le bassin qu'on veut nettoyer. Sous la canalisation de sortie se trouve une voie sur laquelle circulent des wagounets à bascule qu'on remplit à la pelle. Les boues du troisième bassin peuvent être évacuées directement dans un canal K .

**E. — AU SUJET DE L'INFECTION MICROBIENNE DES COURS D'EAU
ET DES PARCS A COQUILLAGES PAR LES EAUX D'ÉGOUT**

Dans son neuvième rapport Houstox expose ses recherches de certains microbes pathogènes dans les eaux de rivières et les eaux d'égout⁽¹⁾.

Déjà en 1908, parmi 7529 germes isolés de l'eau de rivière, Houstox n'avait pas une seule fois identifié le bacille typhique. Depuis il recherche aussi ce germe dans les eaux d'égout. Dans ces eaux, sur 28 échantillons examinés, le nombre moyen des bactéries des excréta était de 115 à 040 par centimètre cube. En étudiant 5485 colonies de ces germes, il n'en trouva aucune présentant les caractéristiques du bacille typhique. Devant ces résultats, c'est-à-dire l'impossibilité de déceler le bacille typhique dans les eaux de rivière et les eaux d'égout, Houstox s'est posé la question : Où est le bacille typhique? Dans la quatrième partie de son rapport il discute la question et tente d'y répondre.

Il fait remarquer qu'un grand nombre d'hygiénistes attribuent presque automatiquement une proportion considérable des cas de fièvre typhoïde à l'emploi d'eau impure. En Amérique c'est spécialement le cas et une table publiée par Houstox montre combien les villes américaines se comparent d'une façon tout à fait défavorable pour elles aux villes européennes en ce qui concerne la fièvre typhoïde. Ainsi le taux de mortalité le plus élevé des grandes villes européennes est à *Paris* 5,6 pour 100 000 et des villes américaines à *Minneapolis* 58,7; le taux le moins élevé en Europe est à *Édimbourg* 1,5 et en Amérique à *Cincinnati* 8,8. Il pense que le rôle joué par l'eau, même en Amérique, est exagéré. Ses récentes recherches l'amènent à cette conclusion qu'une personne ne peut jamais, même avec la plus mauvaise chance, recevoir dans une demi-pinte d'eau une dose infectante de fièvre typhoïde, à moins d'admettre qu'un bacille isolé puisse produire l'infection; car, dit-il, on peut absorber 115 demi-pintes sans rencontrer de

(1) *San. Rec.*, 19 juillet 1915, p. 75.

bacille typhique. Il pense que le danger de contamination de l'eau est principalement accidentel, c'est-à-dire par les excréments d'une personne infectée ou ceux d'un porteur de germes.

La réponse à la question qu'il s'est posée est la suivante : « L'habitat du bacille typhique n'est pas souvent dans l'eau impure, ou même dans les eaux d'égout d'une grande ville, mais plutôt dans les foyers de maladie ou chez des porteurs de germes. »

Les dangers de pollution, pense-t-il, se classent ainsi : 1° les porteurs de germes ; 2° les personnes de condition sanitaire inconnue (facteur probablement négligeable) et 3° l'eau d'égout d'une grande ville.

Les conclusions du docteur Houston découlent logiquement de ses travaux, mais les conséquences pourraient être tellement graves si on les acceptait dans toute leur rigueur, qu'il y a lieu d'y apporter quelques réserves.

En effet, elles s'appuient sur des résultats d'analyse bactériologique, et on sait combien il est difficile et même souvent impossible de déceler le bacille typhique dans une eau polluée. Les innombrables méthodes de recherche qui ont été proposées montrent bien qu'aucune ne donne des résultats certains.

Après la découverte de l'agent infectieux de la fièvre typhoïde on retrouvait le bacille d'Eberth presque partout où on supposait sa présence, et dans les eaux contaminées en particulier. Depuis, les recherches positives ont été extrêmement rares. De là à conclure que le danger d'infection par une eau impure est peu à craindre, est peut être prématuré, car les résultats négatifs entraînent toujours un doute sur l'efficacité des méthodes de recherches employées.

La section de Chimie du « département d'Agriculture des États-Unis » a entrepris depuis plusieurs années des recherches le long des côtes de l'Océan Atlantique pour déterminer l'aire d'infection des coquillages et l'effet de leur consommation.

Elle a publié à la fin de 1912, un rapport⁽¹⁾ dont les conclusions sont les suivantes :

(1) *Eng. Rec.*, 25 nov. 1912, p. 562.

1° Il est de toute évidence que les huîtres, moules et autres coquillages peuvent causer la fièvre typhoïde et différents troubles gastro-intestinaux lorsqu'ils sont consommés par des individus susceptibles.

2° Les épidémies de fièvre typhoïde dues à l'ingestion d'eau de mer polluée ont été le plus souvent rapportées aux coquillages vivant dans l'eau polluée. Il est certain que les huîtres et autres coquillages vivant dans ces eaux polluées et consommées directement sans qu'ils aient séjourné un certain temps dans l'eau pure peuvent être une source d'infection typhique.

3° Les recherches relatives au banquet « *Minisink* » tenu à *Goshen N. Y.*, le 5 octobre 1911, ont montré que les huîtres de *Rockaway* servies à cette occasion ont été la cause des cas de fièvre typhoïde et de gastro-entérite qui ont suivi ce banquet.

4° Il y eut 17 cas très nets de fièvre typhoïde, avec un décès et 85 cas de gastro-entérite (diarrhée) provenant directement de l'ingestion d'huîtres *Rockaway* de la *Jamaica Bay*, baignant dans l'*Indian Creek*, près *Canarsie, Long Island, N. Y.*

5° Outre la fièvre typhoïde et les autres désordres intestinaux qui ont suivi la consommation d'huîtres à ce banquet, on a observé d'autre part 10 cas de fièvre typhoïde et 16 de diarrhée par ingestion d'huîtres *Rockaway*, dont quelques-unes provenaient du même lot que celles servies au banquet « *Minisink* ».

6° Les examens bactériologiques de l'eau et des coquillages recueillis dans la *Jamaica Bay* montrent que cette masse d'eau est dangereusement polluée; les résultats du laboratoire ont été confirmés par l'inspection sanitaire, car des milliers de mètres cubes d'eau d'égout sont rejetés journellement dans la baie et dans quelques cas à proximité immédiats des bancs d'huîtres ou directement sur ces derniers.

7° Les bacilles typhiques furent isolés en culture pure, après 7 et 21 jours, d'huîtres ayant baigné à *Inwood, Long Island, N. Y.* le 12 octobre 1911 et gardées hors de l'eau à 4° C. Des germes du groupe du *Bacterium Coli* et du bacille paratyphique furent aussi isolés d'huîtres de l'*Indian Creek*, près *Canarsie, Long Island*. Ils sont probablement la cause des

cas de gastro-entérite qui ont suivi le banquet « *Minisink* ».

8° Cette recherche comprend une étude complète de tous les facteurs qui peuvent contribuer à l'infection typhique. Chaque fraction du menu servi au banquet « *Minisink* » fut examinée avec soin et les huîtres *Rockaway* sont les seuls aliments qui aient été consommés par tous ceux qui contractèrent la gastro-entérite ou la fièvre typhoïde.

F. — RÉGLEMENTATION

Inspection des stations d'épuration d'eaux d'égout.

On peut classer les stations d'épuration d'eaux d'égout en quatre catégories : les stations municipales de villes ou villages, les stations d'hôpitaux ou d'institutions, les stations de propriétés privées, les stations pour l'épuration des eaux industrielles.

Après avoir rappelé que le manque de surveillance du fonctionnement de toutes ces stations conduit tôt ou tard à des insuccès, M. F. HUBERT SNOW⁽¹⁾ a montré, dans une communication à l'« American Public Health Association » à *Washington*, que non seulement les stations doivent être bien établies, mais encore que leur fonctionnement doit être soumis à une inspection attentive.

On admettra que, si les opérations des divers modes d'épuration sont conduites sans connaissance des principes qui les ont fait établir, il en résulte des insuccès et aussi un gaspillage d'argent. Cette conclusion s'applique principalement aux stations municipales, et aux stations industrielles ; aux stations municipales, par suite du grand volume d'eau à épurer, de leur importance et du danger causé par les insuccès ; aux stations industrielles, car ce serait folie de faire établir par un spécialiste des dispositifs pour traiter les eaux résiduaires au point de vue hygiénique ou pour récupérer des produits, ou pour ces deux objets, si on néglige d'apporter aux opérations toute l'attention désirable.

⁽¹⁾ *Eng. Rec.*, 1^{er} oct. 1912, p. 588.

C'est surtout pour les stations de propriétés privées qu'on constate des négligences dans le fonctionnement, et les nuisances ne sont pas évitées. Aussi, les ingénieurs de grande réputation évitent et fréquemment refusent absolument de faire des projets et de construire des stations de ce genre. Lorsqu'il est assuré que le fonctionnement sera suivi exactement, l'ingénieur peut fournir les plans, surveiller la construction et laisser des instructions écrites pour le fonctionnement, certain que les résultats d'épuration donneront toute satisfaction au propriétaire et à lui-même. Mais c'est une exception rare. Généralement la station est négligée et l'ingénieur supporte la conséquence des insuccès constatés.

On ne s'étonnera pas alors que l'ingénieur soucieux de sa réputation évite de s'occuper de ces stations et que les travaux soient entrepris par des industriels ou des sociétés. Certaines de ces dernières ont distribué des notices sur l'épuration des eaux usées. Des milliers de ces stations sont garanties de succès, mais cette garantie cesse dans la période qui précède celle où les insuccès sont inévitables. Il en est résulté un discrédit sur les méthodes modernes d'épuration. Des hommes éminents, à la suite d'expériences malheureuses dans leurs propres propriétés, ont exercé une influence fâcheuse contre le vote d'emprunts municipaux destinés à payer les frais de construction d'égouts et de stations d'épuration.

L'inspection est possible pour les quatre catégories de stations. Pour les stations municipales et industrielles, il faut de plus une surveillance constante, ce qui n'est pas nécessaire pour les stations privées, ni pour celles des hôpitaux et institutions.

Pour les stations de propriétés privées il suffira de donner des instructions écrites au propriétaire ou au locataire et de la visite occasionnelle d'un inspecteur.

Pour les hôpitaux et institutions, l'inspecteur fera occasionnellement une visite des lieux et contrôlera le fonctionnement sur le vu de rapports journaliers tenus par le surveillant et fournis toutes les semaines ou tous les mois. Avec un tel contrôle, un surveillant d'intelligence moyenne sera capable d'assurer une épuration suffisante sur les indications qui lui seront données par l'inspecteur.

Il est désirable que les stations d'épuration d'eaux industrielles soient dirigées par un spécialiste, ce qui donnera toute garantie.

Les stations d'épuration des eaux d'égout des grandes villes devront encore plus nécessairement être dirigées par un spécialiste qui aura à sa disposition un laboratoire pour les essais journaliers. Les circonstances permettront de juger à partir de quelle importance de la station cette surveillance particulière sera utilement exercée.

Lorsque les stations de petites villes seront situées sur une petite rivière en amont d'une prise d'eau de distribution, la surveillance technique devra être constante, car il est indispensable que l'eau de la rivière soit très pure pour pallier aux variations de fonctionnement des installations de purification. Il devrait en être de même pour les stations de petites agglomérations, mais malheureusement alors les dépenses de surveillance constante seraient le plus souvent trop élevées.

En résumé, toutes les stations d'épuration d'eaux d'égout devraient être surveillées et un contrôle régulier ou occasionnel devrait être exercé par un inspecteur d'Etat. Ce contrôle ne se substitue pas à la surveillance; il agit en supplément et pourra même être une aide et un soutien aux spécialistes chargés de la direction de stations.

Le mode de fonctionnement de ce service d'inspection sera à déterminer, ainsi que l'établissement de modèles de rapports et de types d'épuration.

Il est indispensable de connaître les dépenses nécessitées par l'épuration, si elles augmentent ou si elles diminuent, et si elles sont en rapport avec la station considérée. Des statistiques peuvent seules permettre d'être fixé à ce sujet. Elles seront établies d'une manière uniforme en ce qui concerne les dépenses de premier établissement et les frais de fonctionnement. Les analyses chimiques et bactériologiques feront partie du chapitre entretien; elles seront les unes et les autres réglées suivant les circonstances locales pour ce qui concerne leur importance et leur fréquence.

Elles seront faites dans un laboratoire d'Etat ou dans les laboratoires locaux; les laboratoires de stations d'épuration et

autres laboratoires municipaux peuvent être utilisés : les laboratoires privés peuvent aussi être appelés à faire des analyses pour les stations de propriétés privées, les stations industrielles ou de petites villes.

D'après le type de la station ou les circonstances locales, on déterminera les essais à effectuer. Par exemple, partout où le traitement des boues et la dilution du liquide peuvent causer une nuisance, les essais physiques seront journaliers, hebdomadaires ou mensuels, pour déterminer la quantité de matières en suspension dans l'eau brute et l'eau décantée ou traitée ; des mesures des débits de l'eau d'égout et de la rivière qui reçoit l'effluent seront faites, ainsi que des essais simples, chimiques et bactériologiques, indiquant approximativement le travail effectué dans le processus artificiel pour venir en aide à l'auto-épuration dans la rivière.

Lorsqu'il s'agit de protéger une distribution publique d'eau, les essais seront plus nombreux. Chimiquement, il est utile de connaître, en ce qui concerne les matières solides, la quantité de matières en suspension dans l'eau d'égout brute, et celle retenue dans les bassins, sur les filtres ou dans les bassins de décantation de l'effluent, et celle restant dans l'effluent final, s'il en subsiste ; et aussi si ces matières solides sont organiques ou minérales, putrescibles ou non.

Il est désirable d'effectuer des analyses bactériologiques de l'eau brute, du filtrat et de l'effluent final. Souvent les circonstances locales permettront de juger s'il faut examiner l'eau brute ou le filtrat ; mais l'examen final est toujours important. Il est ordinairement utile de connaître l'efficacité de chaque unité de bassins, filtres, procédé de stérilisation. Il faudra aussi rechercher le *bacterium coli*, toutes les fois qu'on emploiera un désinfectant.

Dans les hôpitaux et les institutions, on trouve assez souvent un laboratoire dans lequel on pourra faire des essais simples tous les jours, et plus complets moins fréquemment ; mais, pour les stations de propriétés privées, des essais chimiques et bactériologiques mensuels sont suffisants.

Pour les villes, des analyses simples seront faites journalièrement et de plus complètes à certains intervalles.

Dans les stations industrielles, le but principal de l'épu-

ration peut être la récupération de certains produits : ou bien il peut avoir pour objet d'éviter une nuisance, de protéger directement ou indirectement la santé publique; directement par suite de la présence possible du bacille charbonneux dans les eaux; indirectement, si les eaux contiennent de la paraffine, de la créosote, des acides ou des matières colorantes capables d'empêcher le fonctionnement des filtres à eau potable.

Règlement sanitaire russe sur les eaux résiduaires déversées dans les cours d'eau ⁽¹⁾.

Le ministre de l'Intérieur de Russie se basant sur un avis du Conseil d'hygiène a modifié la circulaire 222 du 5 mars 1905 comme suit :

1. Les eaux résiduaires ne doivent pas contenir de substances toxiques.

2. Les eaux résiduaires des hôpitaux et maisons de santé pour maladies infectieuses et les eaux résiduaires de certains établissements industriels (tanneries, récupération des graisses, etc.) doivent être désinfectées.

3. Les eaux résiduaires ne doivent pas contenir de matières en suspension au-dessus d'une limite déterminée, dépendant des conditions locales; en tout cas, la quantité de ces matières ne doit pas dépasser 40 milligrammes par litre d'eau.

4. La température des eaux résiduaires ne doit pas dépasser, au point de déversement dans les cours d'eau, 50° à 40° C (24-32° R.), suivant les conditions locales.

5. Les eaux résiduaires ne doivent pas présenter de réaction — acide ou alcaline — bien marquée.

6. Les eaux résiduaires ne doivent avoir aucune odeur putride, fécale ou aucune autre odeur spéciale.

7. Les eaux résiduaires ne doivent pas avoir de coloration spéciale provenant de matières colorantes non complètement éliminées ou d'autres matières susceptibles de colorer l'eau, employées dans diverses industries.

(1) *Vestnik obstehestvennoi givigieny*, mars 1912, V, partie officielle, p. 41, d'après *Bulletin de l'Office International d'Hygiène publique*, 1912, p. 1295.

(Nota. Le paragraphe 7 ne vise pas la coloration naturelle de l'eau de la source employée par la population ou par les établissements industriels).

8. Les eaux résiduaires ne doivent présenter, lorsqu'elles sont versées dans le réservoir ou dans les vases pour la prise des échantillons, de voiles formés par des graisses ou des huiles de provenance animale ou végétale et surtout par le naphlé, ses produits ou d'autres hydrocarbures.

9. Les eaux résiduaires, diluées avec de l'eau ordinaire ou non diluées, si on les laisse dans un vase clos, pendant une semaine, à une température de 20° C., ne doivent pas présenter de putréfaction.

10. Les eaux résiduaires ne doivent pas changer à leur désavantage au point de vue sanitaire les qualités chimiques et physiques de l'eau des bassins où on les déverse et ne doivent pas provoquer des changements sensibles dans la flore et dans la faune de ces bassins.

CHAPITRE IX

LES PROGRÈS DE L'ÉPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX D'ÉGOUT EN GRANDE-BRETAGNE

Dans une communication à l' « Institute of Sanitary Engineers » (1), ARTHUR J. MARTIN constate que depuis 40 ans les municipalités anglaises ont emprunté 450 millions de francs pour des travaux de construction d'égouts et de station d'épuration d'eaux d'égout. Les ingénieurs ont établi leurs plans sur des bases qui n'étaient pas toujours les meilleures, mais parce qu'ils avaient agi ainsi auparavant et ne voulaient pas courir le risque d'appliquer d'autres méthodes dont ils n'avaient pas l'expérience. Il reconnaît que la tâche de l'ingénieur est très lourde : il doit être en même temps chimiste, biologiste, hydraulicien ; il doit connaître les propriétés physiques des liquides et des solides, la durée des matériaux dans des conditions particulières, etc. Et pour cela, bien que la « Commission Royale » ait demandé la création d'une autorité centrale chargée d'établir les faits scientifiques généraux, l'ingénieur en est réduit à l'empirisme en adaptant tant bien que mal les dispositifs installés dans d'autres villes.

L'auteur conclut en émettant le vœu que la « Royal Commission » soit chargée de cette étude avec l'aide de savants spécialisés dans ce genre de recherches. Il énumère les points principaux de ces travaux : nature des changements qui se produisent dans les eaux d'égout de différentes compositions et dans différentes conditions, contrôle de ces changements ; action des microbes et ferments qu'on trouve dans les eaux d'égout, etc., circonstances qui stimulent ou retardent leur

(1) *San. Rec.*, 7 mars 1915, p. 225.

action; quantité d'ammoniaque qui peut être oxydée dans l'unité de temps par l'unité de surface ou de volume des matériaux de différentes textures et compositions chimiques; effet de la température, de l'aération, de la dilution et de la présence de certaines substances chimiques sur le processus d'épuration aux différents stades du traitement, etc. Il recommande aussi les essais pratiques : efficacité des précipitants, valeur et durée des matériaux filtrants, distribution des eaux à la surface des lits bactériens, etc.

La plupart de ces recherches ont déjà été effectuées, mais séparément, dans le but nettement défini d'épurer une eau d'égout donnée. Il serait donc très utile que ces notions puissent être généralisées. Il ne paraît pas que l'auteur se rende un compte exact de la difficulté de ces recherches qui nécessitent tous les efforts d'un personnel spécial très compétent en la matière et surtout de grandes dépenses d'argent. De plus, il faut l'avouer, nos méthodes analytiques appliquées aux eaux d'égout ne nous permettent pas de nous rendre un compte minutieux de leur composition. Quant aux analyses bactériologiques pour l'étude des germes microbiens contenus dans les eaux d'égout, elles exigeront une somme de travail considérable et probablement, nous le craignons, sans grand profit. Ce n'est pas à dire que l'étude des matières du programme proposé ne doive pas être envisagée. Loin de là. Il reste beaucoup à faire et il est à souhaiter qu'elle soit entreprise en Angleterre, qui est le pays où se trouvent le plus grand nombre de stations d'épuration des eaux d'égout et où on y emploie les procédés les plus divers.

Le rédacteur du *Sanitary Record* ⁽¹⁾ est beaucoup plus optimiste que ARTHUR J. MARTIN. Il déclare que l'épuration des eaux d'égout n'est plus un problème et que, depuis l'introduction des procédés biologiques artificiels, tout ingénieur compétent peut garantir l'épuration d'une eau d'égout de façon que l'effluent rejeté dans une rivière, même de faible débit, ne produise aucune nuisance. Toutefois, il reconnaît qu'on rencontre encore des difficultés, spécialement lorsqu'il y a une forte proportion d'eaux résiduaires industrielles, dans la sépa-

(1) 1^{er} août 1915, p. 105.

ration des matières en suspension et dans le traitement des boues. Il rappelle, une fois de plus, d'après MAKEPEACE, que certains ingénieurs ont une tendance à exagérer les dépenses d'architecture n'ayant aucune utilité pour l'épuration qui est souvent insuffisamment étudiée, et il émet cette idée que les ingénieurs chargés de la construction d'une station d'épuration des eaux d'égout devraient en assurer eux-mêmes le fonctionnement pendant au moins un an : cela leur donnerait plus d'expérience et leur permettrait d'éviter des fautes dans l'avenir.

Dans une revue générale GILBERT J. FOWLER (1) expose que la solution scientifique de l'épuration des eaux d'égout ne sera obtenue que lorsqu'on pourra garantir pour un cas donné :

1° Un effluent qui ne contamine pas la rivière dans laquelle il est rejeté ;

2° Pas de nuisance dans le traitement des boues ;

3° Pas de nuisance provenant des odeurs et des mouches ;

4° Une dépense strictement proportionnelle aux résultats sanitaires et esthétiques demandés.

On juge généralement en Angleterre l'état d'un effluent épuré en comparant les résultats de l'analyse avec des types de pureté plus ou moins variables. G. FOWLER pense que le criterium qu'il propose (pas de contamination de la rivière dans laquelle l'effluent est rejeté) est plus pratique et plus facile à comprendre. Il tient compte de la dilution qui s'opère et permet aux autorités des villes situées le long du parcours de la rivière, comme celle du bassin d'amont, de faire leur devoir pour sauvegarder la pureté des eaux.

Ce principe (2) de juger un effluent d'après ses effets sur les eaux de la rivière présente des avantages sérieux. Il est extrêmement difficile d'obtenir un effluent vraiment moyen, les conditions variant de jour en jour et même d'heure en heure. Pour l'irrigation, les terres peuvent avoir été récemment labourées et l'effluent peut être mauvais pendant une heure ou deux. D'autre part, un orage subit peut modifier momentanément le débit d'une fosse septique, de telle sorte que le liquide

(1) *San. Rec.*, 26 mars 1915, p. 292.

(2) Ce principe a été adopté par la Commission royale anglaise, voir *Analyse du 8^e rapport*, p. 185.

sortant de celle-ci ne puisse pas être convenablement épuré. A moins de prises à intervalles courts, ces incidents ne seront pas notés et des échantillons prélevés arbitrairement pourront donner une opinion de l'épuration ou trop bonne ou trop mauvaise. Le caractère de la rivière est au contraire un témoignage permanent et certain. Lorsqu'il n'y a pas de forte pollution, la recherche de certains organismes permet de dire si l'épuration est bonne ou mauvaise. Il est remarquable de voir combien une petite quantité de matière organique non désintégrée peut favoriser le développement de certains champignons. L'idée de disposer un étang à poissons comme dernière ligne de défense avant le déversement de l'effluent dans la rivière, idée qui a été appliquée en bien des endroits en Hollande par le professeur HOFER, est également digne d'une étude sérieuse.

Pour la désinfection des effluents, FOWLER signale un point qui ne paraît pas encore avoir été étudié : c'est l'effet possible des agents stérilisants sur la faune et la flore des rivières, autres que les bactéries.

Dans son 5^e rapport la « Commission royale anglaise » ne paraissait pas défavorable au traitement chimique des eaux d'égout dans certains cas. FOWLER pense qu'il est à recommander lorsque les conditions suivantes prédominent :

- 1^o Facilité pour le traitement et l'évacuation des boues ;
- 2^o Surface restreinte pour les lits bactériens ;
- 3^o Coût trop élevé de la construction des lits ;
- 4^o Dénivellation trop faible pour établir des lits bactériens percolateurs ou à double contact ;
- 5^o Présence d'eaux résiduaires industrielles de nature spéciale.

Les conditions 1 et 2 se présentent à *Glasgow* et particulièrement à *Salford*. La condition 3 dépend principalement des facilités de transport des matériaux de leur origine à la station, et celles-ci varient dans de grandes limites. La condition 4 se présente à *Hanley*. D'après REID la précipitation chimique est essentielle lorsqu'on emploie des lits percolateurs à fins matériaux et de peu de hauteur. De plus, à *Hanley*, les eaux d'égout renferment de l'argile fine qui se dispose mal dans les fosses septiques. Par suite de la condition 5, FOWLER a recommandé

le traitement chimique par la chaux et le sulfate ferrique à *Wakefield* où les égouts reçoivent des eaux de lavage de laines et autres eaux résiduaires industrielles.

La principale difficulté du traitement chimique réside dans l'évacuation de grandes quantités de boues qui, renfermant des savons précipités, sont impropres à l'utilisation comme engrais, car elles ne s'incorporent pas facilement au sol. On peut traiter ces boues par le procédé GROSSMAN comme à *Oldam* ou par la carbonisation partielle comme à *Norwich* et à *Huddersfield*. Lorsque le traitement des boues est possible sans dépenses supplémentaires, la précipitation chimique peut avoir un emploi plus étendu qu'on ne l'a pensé parfois.

Le choix du lit bactérien de contact ou percolateur à fins ou gros matériaux dépend du traitement préliminaire ⁽¹⁾. Certaines eaux d'égout donnent avec presque tous les traitements en fosse septique un effluent qui répand de mauvaises odeurs, principalement lorsqu'elles contiennent des eaux résiduaires de brasserie. À *Stratford upon Avon* on emploie pour y remédier la chaux et le chlorure de chaux ⁽²⁾. DUNBAR à *Hambourg* a obtenu de bons résultats en couvrant le lit bactérien percolateur ordinaire d'une couche de tourbe. FOWLER expérimente ce procédé actuellement à *Market Drayton* où les eaux d'égout sont concentrées et dégagent de fortes odeurs.

Le type du lit percolateur généralement en faveur aux États-Unis d'Amérique, et aussi à un moindre degré en Angleterre et en Allemagne, est le lit profond à gros matériaux. Ce lit permet le passage de grands volumes d'eau sans colmatage et éventuellement la décharge, sous forme d'humus, de proportions considérables de matières colloïdales; il est donc pratiquement d'une durée indéfinie. Malheureusement il s'en dégage plus d'odeurs et les insectes, mouches et araignées, se développent en proportion considérable. L'expérience montre que le nombre des mouches est beaucoup diminué lorsque la surface du lit est recouverte de matériaux fins, mais il faut pour cela un effluent de traitement préliminaire bien clarifié ou un taux de distribution plus réduit. Il n'est pas douteux

⁽¹⁾ Voir p. 408 pour le traitement préliminaire par fosse septique ou fosse ENSCHER.

⁽²⁾ Voir p. 181.

que l'avantage des lits de contact est l'absence d'odeurs désagréables : ainsi les 40 hectares de *Davyhulme* et les 16 hectares de *Sheffield* n'ont provoqué aucune plainte. Le coût d'entretien n'a pas été excessif, même avec lavage complet et renouvellement partiel des matériaux tous les 5 ans. Il est à remarquer que les boues de lavage pressées avec de la chaux, séchées et broyées, sont vendues facilement et avec profit comme engrais de moyenne valeur et comme base d'engrais forts. (Ces boues sèches se vendent à *Davyhulme* 25 francs la tonne; elles contiennent 2 pour 100 d'azote et de la chaux dont 5 pour 100 a été ajoutée pour le pressage.)

Certains appareils employés dans les stations d'épuration des eaux d'égout ne donnent pas des résultats proportionnés à leur prix. C'est surtout dans les communes rurales et pour les habitations à bon marché qu'il y a lieu d'éviter les systèmes coûteux pour les égouts et pour l'épuration des eaux d'égout.

Nous donnons ci-après la description de quelques nouvelles stations d'épuration des eaux d'égout, ainsi que les résultats ou certaines particularités de stations plus anciennes.

Barnsley(¹). — En 1876, les eaux d'égout de *Barnsley* furent épurées par filtration intermittente sur un domaine de 50 hectares qui avait été acheté à un prix très élevé (18 000 francs l'hectare). Les résultats d'épuration, d'abord satisfaisants, devinrent par la suite mauvais en raison de l'accroissement du nombre des habitants, de la qualité médiocre du sol argileux et de la surface insuffisante. Sous la pression des pouvoirs publics l'établissement d'une station d'épuration fut décidée. Cette station a coûté environ 900 000 francs, y compris l'achat du terrain (125 000 francs).

La ville de *Barnsley* a 51 000 habitants. Il y a une grande variété d'industries parmi lesquelles des brasseries, teintureries et blanchisseries qui rejettent des eaux résiduaires, environ 5 pour 100 du débit des égouts évalué à 5 000 mètres cubes par jour (système presque entièrement séparatif).

Par suite de la topographie du pays, les eaux arrivent en deux points :

(¹) *San. Rec.*, 15 nov. 1912, p. 475.

Partie basse, comprenant une fosse à détritux et d'attente avec pompes qui élèvent l'eau dans la partie haute.

Partie haute, ou station proprement dite comprenant : fosses à détritux, 7 fosses septiques, 9 lits bactériens percolateurs circulaires à distributeur rotatif, bassin à humus, filtre secondaire pour eaux d'orage sur lequel est déversé aussi l'effluent des lits primaires. L'effluent est encore filtré sur la terre avant de se rendre à la rivière.

Les boues recueillies (1450 tonnes par an) sont employées comme engrais sur les terres voisines.

Les résultats d'épuration sont montrés par l'analyse suivante en milligrammes par litre :

	Eau brute	Effluent
Matières en suspension.	454	traces
Nitrites	"	—
Nitrates	"	29
Oxygène absorbé en 4 heures.	41,7	6,6
— 5 minutes avant incubation.	"	4,6
— — après —	"	4,5
Ammoniaque libre.	108,8	40,8
Ammoniaque albuminoïde.	5,7	0,8

Ce qui donne un coefficient d'épuration de 86 pour 100, qui est plus élevé actuellement.

Glasgow(¹). — La ville de Glasgow compte environ 760 000 habitants. Ses eaux d'égout sont traitées dans trois stations échelonnées le long de la Clyde : *Dalmarnock*, *Dalmuir* et *Shiedhall*.

Dalmarnock est la plus ancienne. Elle fonctionne depuis 1894. On y a traité en 1912-1915 en moyenne par jour 95 000 mètres cubes d'eaux d'égout consistant principalement en eaux résiduaires industrielles de composition très variable et renfermant de 0 gr. 280 à 14 grammes de matières en suspension par litre. On a obtenu de certains industriels qu'ils régularisent le déversement de leurs eaux résiduaires, ce qui a permis d'opérer plus facilement.

(¹) Nous devons des remerciements tout particuliers à M. l'ingénieur MELVIN pour la gracieuseté avec laquelle il nous a fait visiter les stations d'épuration de la ville de Glasgow et fourni tous les renseignements qui pouvaient nous être utiles.

Jusqu'au début de l'année 1915, le seul traitement des eaux d'égout consistait dans la précipitation chimique.

Les eaux arrivent à la station dans deux fosses à sable. Les boues lourdes qui s'y déposent sont extraites par des dragues mécaniques. Elles s'écoulent ensuite vers un puisard de pompage d'où elles sont élevées dans un bassin de mélange, où on les additionne de produits chimiques. De là elles sont déversées dans quatre bassins de précipitation d'une capacité totale

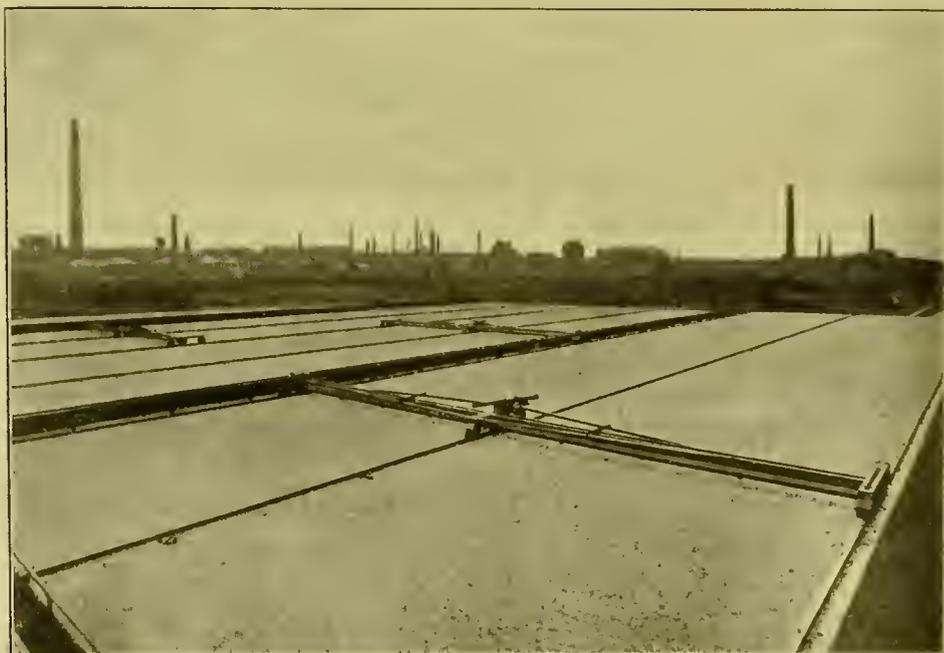


Fig. 19. — Glasgow. Station d'épuration biologique des eaux d'égout.
Vue générale des lits percolateurs avec les distributeurs.

de 22700 mètres cubes et s'en écoulent continuellement par trop-plein. Il y a aussi 18 bassins de précipitation par repos, d'une capacité de 156 mètres cubes chacun. On emploie environ par mètre cube 91 grammes de sulfate de fer et 52 gr. 50 de chaux.

Les boues de précipitation s'écoulent dans un premier bassin d'où elles sont élevées dans trois autres bassins de décantation. Environ 50 pour 100 du liquide retourne au puisard de pompage et la boue est dirigée dans un réservoir d'où elle est envoyée aux filtres-presses. Les tourteaux ainsi obtenus contiennent encore 60 pour 100 d'eau. On en a pro-

duit, en 1912-1915, 47 865 tonnes. Une partie des tourteaux est séchée, pulvérisée et vendue comme engrais sous le nom de « Globe fertiliser sewage manure ».

On a longtemps considéré l'épuration ainsi obtenue comme suffisante. On avait cependant tenté de l'améliorer soit en exposant l'effluent à l'air atmosphérique dans de grands réservoirs, soit en le filtrant sur des scories ou du sable, mais les résultats étaient trop peu importants. Pour opérer une épura-

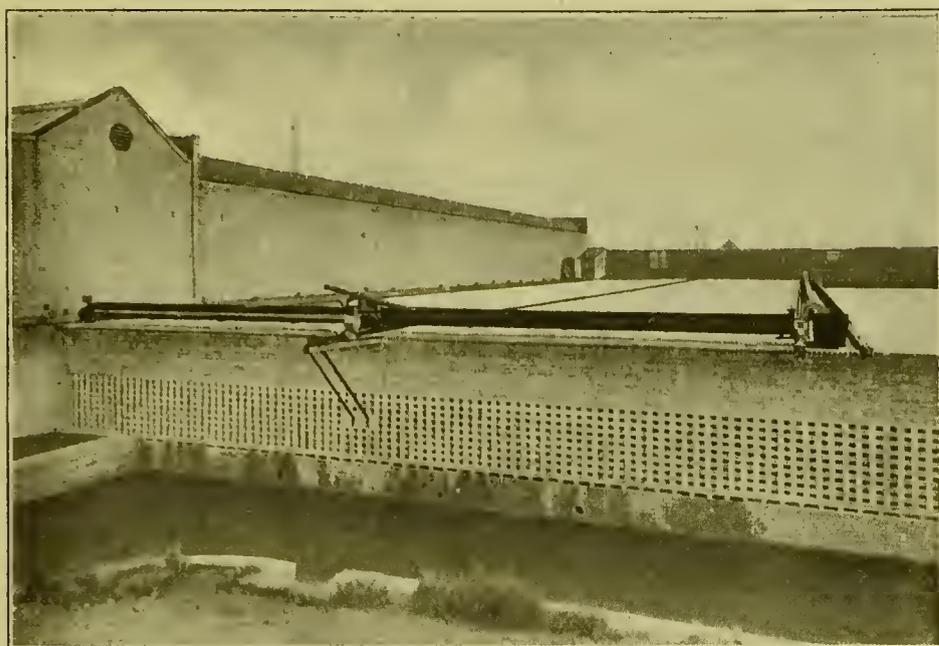


Fig. 20. — Glasgow. Station d'épuration biologique des eaux d'égout.
Lits percolateurs, murs ajourés et canal d'évacuation de l'effluent.

tion plus complète, nécessitée par le faible courant de la rivière, on a construit un vaste lit bactérien percolateur qui a été mis en service en avril 1915.

Ce lit (fig. 19), établi sur une superficie de 5180 mètres carrés, ne peut traiter qu'une partie de l'effluent des bassins de précipitation qu'on estime pouvoir être de 18 160 mètres cubes par jour, soit environ 5500 litres par mètre carré et par jour. La hauteur du lit est de 2^m,70, les matériaux sont maintenus par des murs pleins au nord et au sud et percés de trous pour l'aération à l'est et à l'ouest (voir fig. 20). Le lit est divisé en quatre parties égales (orientées nord-sud) alimen-

tées chacune par un distributeur va-et-vient de HAM BAKER et C^{ie}, actionné par des moteurs électriques. Les matériaux ont été classés par ordre de grosseur, privés de poussières et disposés de la façon suivante :

0 ^m ,90	trapp	de 75	millimètres.
0 ^m ,90	—	62,5	—
0 ^m ,75	—	57,5	—
0 ^m ,45	granit	48	—

La station de *Dalmuir* a été mise en service en 1904, et celle de *Shiedhall* en 1910. Elles ont été établies sur le modèle de celle de *Dalmarnock*. On traite en moyenne par jour 85 700 mètres cubes d'eaux d'égout dans la première et 156 700 mètres cubes dans la seconde. La précipitation chimique est produite par le persulfate de fer et la chaux. Le persulfate de fer est obtenu par oxydation à chaud du sulfate de fer par le nitrate de soude. Les quantités de réactifs employés sont, à *Dalmuir*, 114 grammes de persulfate et 57 grammes de chaux par mètre cube d'eau d'égout; à *Shiedhall*, 129 grammes de persulfate et 107 grammes de chaux par mètre cube d'eau d'égout.

Les boues produites dans ces deux stations sont évacuées à l'état liquide dans des bateaux qui les déversent en mer.

Nous avons résumé dans le tableau ci-après les résultats des analyses effectuées en 1910-1911 sur les eaux brutes et les effluents de précipitation chimique, — en rapportant les minima et maxima des moyennes mensuelles pour *Dalmarnock* et trimestrielles pour les deux autres stations, — en milligrammes par litre.

Le coût du traitement des eaux d'égout comprenant le pompage, les produits chimiques, le filtre-pressage ou le transport des boues a été en moyenne annuelle 1912-1915 par 1000 mètres cubes :

à <i>Dalmarnock</i>	9 fr. 75
à <i>Dalmuir</i>	8 fr. 45
à <i>Shiedhall</i>	8 fr. 85

	AMMONIAQUE		AZOTE		OXYGÈNE		DIMINUTION DE L'AZOTE ALBUMINOÏDE	DIMINUTION DE L'OXYGÈNE ABSORBÉ
	LIBRE OU SALINE		ALBUMINOÏDE		EN 4 HEURES			
	Eau brute	Effluent	Eau brute	Effluent	Eau brute	Effluent	Pour 100	Pour 100
Dalmarnock .	14,6	9,2	4,5	1,9	59,5	17,5	56,1	55,0
— .	20,5	15,9	6,4	2,9	149,0	27,2	58,5	85,4
Dalmuir . . .	17,5	11,5	5,9	2,9	58,9	18,7	26,9	41,6
—	18,7	15,2	5,1	5,1	45,5	22,4	42,9	55,6
Shiedhall. . .	17,5	14,2	6,5	5,0	71,4	57,5	9,7	46,1
—	19,5	17,8	8,5	7,5	80,2	67,2	28,2	26,4

Horbury⁽¹⁾. — *Horbury* est une ville manufacturière où on travaille principalement la laine et le coton. La population s'élève à 7550 habitants. Les égouts sont du système unitaire.

Les 1225 mètres cubes d'eaux d'égout à épurer contiennent une forte proportion (55 pour 100) d'eaux industrielles; par suite elles sont très chargées, comme le montre l'analyse suivante en milligrammes par litre :

Azote ammoniacal	22,5
— albuminoïde.	12,6
Oxygène absorbé en 4 heures.	219,4
Matières en suspension	1086,0
— solution.	4100,0
Alcalinité en CaO	197,6
Chlore	99,2
Graisses	594,9

Les eaux se déversent dans un bassin à détrit, puis dans un bassin régulateur commandé par un bras flottant et une vanne. Elles tombent alors dans des bassins de précipitation où elles sont additionnées de 114 grammes de chaux et 57 grammes de sulfate ferrique par mètre cube. L'écoulement est continu.

L'effluent est épuré sur des lits percolateurs circulaires avec distributeurs rotatifs; il est ensuite décanté dans un bassin à « films » avant d'être rejeté à la rivière.

(1) *San. Rev.*, 50 mai 1915, p. 564 et 1^{er} juin 1915, p. 587.

La précipitation chimique donne une épuration de 76 pour 100. L'épuration finale est satisfaisante.

La station a coûté 250 000 francs.

Leeds⁽¹⁾. — Nous avons publié, dans nos précédents volumes, la description des stations d'épuration des eaux d'égout de Leeds avec leurs diverses transformations⁽²⁾. Le rapport de G. A. HART donne les résultats pour 1911-1912.

La station de *Knostrap* dessert une population de 429 262 habitants. Le débit moyen journalier des égouts a été de 79 000 mètres cubes, soit 185 litres par habitant.

Les grilles à l'entrée de la station ont retenu 49 kg. 200 par 1000 mètres cubes d'eau d'égout. Des fosses à sables on a extrait 58 kg. 100 de matières par 1000 mètres cubes d'eau.

La précipitation chimique a été obtenue par addition de lait de chaux, à la dose de 100 grammes par mètre cube environ.

Les moyennes des analyses mensuelles pour l'année donnent en milligrammes par litre :

	Eau brute.	Effluent des bassins.
Matières en suspension	598	86
— dissoutes	994	951
Azote albuminoïde	6,85	5,71
Oxygène absorbé en 4 heures . . .	124	59,2

On a reconnu que les cloisons, pour retenir les écumes dans les bassins, tendaient à augmenter la proportion de matières en suspension dans l'effluent; aussi les a-t-on supprimées. On a constaté le bénéfice de ce changement vers la fin de l'année où la retenue des matières en suspension a été de 90,9 pour 100, tandis qu'elle ne fut que de 85,6 pour 100 pour l'année entière.

Les résultats de la précipitation montrent que les eaux d'égout par temps sec sont bien clarifiées, mais qu'elles contiennent encore des matières organiques en solution, ce qui les rend putrescibles.

Le coût de la précipitation chimique est environ 0 fr. 94 par 1000 mètres cubes.

On a recueilli 125 584 tonnes de boues à 91,85 pour 100

⁽¹⁾ *Eng. Rec.*, 7 sept. 1912, p. 277.

⁽²⁾ Voir *Ces Recherches*, vol. II, p. 107, vol. VI, p. 104, vol. VII, p. 155.

d'eau. Après repos cette boue ne contenait plus que 86,55 pour 100 d'eau. Les presses ont produit 57 657 tonnes de tourteaux, soit environ 105 tonnes par jour. Le coût de cette transformation a été de 2 fr. 86 par 1000 mètres cubes d'eau traitée ou 2 fr. 15 par tonne de tourteau produit.

Une partie de ces tourteaux (14 264 sur 57 657 tonnes) a été livrée aux fermiers comme engrais; le reste a été enfoui dans le sol aux environs de la station.

Le coût total net de l'enlèvement des boues se monte à 0 fr. 90 par tonne de tourteaux ou à 1 fr. 27 par 1000 mètres cubes d'eau traitée.

Les dépenses totales pour la station (non compris intérêts et amortissement) ont été de 10 fr. 57 par 1000 mètres cubes d'eau d'égout.

La station de *Rodley* ne dessert qu'une population de 17 654 habitants. Le débit des égouts correspond en moyenne par jour à 166 litres et par temps sec à 108 litres par habitant. Les eaux d'égout comprennent 60 pour 100 d'eaux vannes et ménagères et 40 pour 100 d'eaux industrielles (lavage de laine et teinture).

Les eaux sont reçues d'abord dans des bassins à détritits où elles séjournent pendant 4 h. 1/2, puis dans des fosses septiques qui les gardent pendant 15 heures. Elles sont alors distribuées sur des lits bactériens percolateurs au moyen d'appareils Adams, puis elles sont envoyées en irrigation.

Les résultats ont été les suivants en milligrammes par litre :

	EAU BRUTE	EFFLUENT DES BASSINS	EFFLUENT DES LITS BACTÉRIENS	EFFLUENT FINAL
Ammoniaque libre . . .	18,8	10,7	4,1	5,0
Azote albuminoïde . . .	7,24	5,66	2,0	0,91
Oxygène absorbé en 4 heures	150,9	69,7	57,7	15,8
Matières en suspension.	584,0	182,0	152,0	56,0
— dissoutes .	898,0	755,0	679,0	614,0
Nitrates	"	"	7,8	6,5

Pendant l'année on a retiré des bassins à détritits 159 tonnes de matières sèches. Ces matières ont été enfouies dans la terre

sous un volume de 992 mètres cubes contenant en moyenne 86,6 pour 100 d'eau, ce qui correspond à 1 l. 055 ou 47 grammes par mètre cube.

Les fosses septiques n'ont pas été draguées pendant l'année.

Manchester(¹). — Aucune modification n'a été apportée aux stations d'épuration des eaux d'égout de Manchester. Nous rapportons, d'après les deux derniers comptes rendus du *Rivers Department* le taux pour cent d'épuration obtenu de 1911 à 1915 à *Withington* et à *Davyhulme*. Nous renvoyons aux volumes précédents pour la description de ces stations.

WITHINGTON

	1911-12	1912-15
Oxygène absorbé en 4 heures par rapport à l'eau brute.	77,8	74,5
Oxygène absorbé en 4 heures par rapport à l'effluent des bassins	69,1	67,7
Azote albuminoïde par rapport à l'eau brute. — — — à l'effluent des bassins	76,9 70,0	75,8 68,1

DAVYHULME

Lits de 1^{er} contact.

Oxygène absorbé en 4 heures par rapport à l'eau brute	66 à 75	65 à 72
— — — par rapport à l'effluent des fosses septiques	54 à 61	49 à 64
Azote albuminoïde par rapport à l'eau brute. — — — à l'effluent des fosses septiques	69 à 74 47 à 54	66 à 74 45 à 58

Lits de 2^e contact.

Oxygène absorbé en 4 heures par rapport à l'eau brute	82 à 88	82 à 87
— — — par rapport à l'effluent de 1 ^{er} contact	55 à 65	54 à 65
Azote albuminoïde par rapport à l'eau brute. — — — à l'effluent de 1 ^{er} contact.	85 à 85 50 à 57	82 à 85 50 à 57

Lit secondaire à percolation.

Oxygène absorbé en 4 heures par rapport à l'eau brute	87	86
— — — par rapport à l'effluent de 1 ^{er} contact.	66	64

(¹) Nous sommes très reconnaissants aux autorités du « Rivers Department » et à notre ami GILBERT FOWLER pour l'obligeance avec laquelle il nous a accueilli de nouveau à *Davyhulme* cette année 1915.

Azote albuminoïde par rapport à l'eau brute.	85	85
— — — — — à l'effluent		
de 1 ^{er} contact	59	58
<i>Lits d'orage.</i>		
Oxygène absorbé en 4 heures par rapport		
à l'eau brute.	65,5	70,5
— — — — — par rapport		
à l'effluent des bassins	55	50,5
Azote albuminoïde par rapport à l'eau brute.	74,5	76
— — — — — à l'effluent		
des bassins	46	44,5

Mansfield(¹). — La nouvelle station d'épuration des eaux d'égout de *Mansfield* a été construite pour une population de 40 000 habitants et un débit des égouts par temps sec de 4540 mètres cubes. Elle a coûté environ un million.

Les égouts débouchent dans une chambre avec déversoir d'orage rejetant le surplus de 5 fois le débit par temps sec. Le débit par temps sec est épuré sur les lits bactériens. Lorsque ce débit est doublé ou triplé, les eaux se rendent dans des bassins de déécantation spéciaux.

Les eaux d'égout passent au travers de grilles, puis dans 6 bassins de déécantation dont la capacité totale est celle du débit par temps sec. Les boues sont évacuées au moyen de vannes, par gravitation. L'effluent est déversé sur des lits percolateurs par des distributeurs rotatifs Adams. Les matériaux sont composés de scories dures de 12 millimètres à la surface et 100 millimètres au fond. Les lits ont 56 mètres de diamètre et 2 m. 10 de hauteur.

Les eaux d'orage après déécantation sont distribuées sur des lits de 0 m. 90 de hauteur. L'effluent est envoyé en irrigation sur les terres.

Penrith(²). — Il est rare qu'on trouve en Angleterre des circonstances aussi favorables pour l'épuration terrienne qu'à *Penrith*, petite ville du *Cumberland* qui a 8995 habitants.

Les eaux d'égout, composées d'eaux domestiques et des eaux résiduaires de deux petites brasseries seulement, passent au travers de grilles relatives Scott, puis de bassins de

(¹) *Eng. Rec.*, 6 juillet 1912, p. 16.

(²) *San. Rec.*, 16 août 1912, p. 154.

décantation qu'on peut faire fonctionner par repos ou par écoulement continu. Les boues sont déversées dans des lits où on les recouvre de paille et d'herbes sèches : ces lits sont drainés.

L'effluent des bassins de décantation est épuré par filtration intermittente. Le sous-sol est très favorable : il est formé d'une épaisse couche de gravier recouverte de 60 centimètres environ de sable siliceux. Toute la surface irriguée (48 500 mètres carrés et autant en réserve) est drainée.

Saint-Albans⁽¹⁾. — L'épuration des eaux d'égout à *Saint-Albans* (ville de 18 000 habitants) a subi bien des modifications.

A l'origine, les eaux d'égout furent épurées par irrigation sur un domaine de 12 hectares. Puis on a employé la précipitation chimique avec lits de contact.

Actuellement, les eaux d'égout (1560 mètres cubes par temps sec, comprenant des eaux résiduaires de brasserie, fabrique de chapeaux, teintureries) s'écoulent par gravitation à la station d'épuration où elles traversent d'abord des grilles, puis un bassin de décantation où elles séjournent 4 heures. De là les eaux passent dans deux bassins de précipitation puis sont réparties sur 40 lits de contact composés de gros gravier sur une hauteur de 1 m. 55. L'effluent est alors pompé sur des lits percolateurs rectangulaires de 42 mètres de long sur 7 m. 70 de large et 1 m. 80 de profondeur avec distributeurs va-et-vient FIDDIAN. Ces lits sont composés au fond de grosses scories, puis de scories de 50 à 100 millimètres et à la surface de scories et coke de 6 à 25 millimètres. Le débit est de 455 litres par mètre carré de surface. L'effluent se décante dans un bassin à humus et est envoyé en irrigation : mais il est déjà bien épuré avant l'irrigation.

Salford⁽²⁾. — Le procédé d'épuration adopté à *Salford* n'a pas été modifié dans son principe. Il comprend toujours la précipitation par la chaux et le sulfate ferreux, le passage à travers des filtres dégrossisseurs et l'épuration sur lits bac-

⁽¹⁾ *San. Rec.*, 4 oct. 1912, p. 550.

⁽²⁾ *San. Rec.*, 20 sept. 1912, p. 177. Voir *Ces Recherches*, 2^e vol., p. 121.

tériens percolateurs. J. CORBETT, l'ingénieur chargé du fonctionnement de la station d'épuration, rappelle que ce procédé a été choisi parmi 54 autres qui ont été expérimentés de 1892 à 1894. C'est à *Salford* que furent établis les premiers lits percolateurs avec becs pulvérisateurs et scories comme matériaux. CORBETT est le premier qui recommanda la ventilation de la partie inférieure des lits et l'alternance des périodes de repos et de travail.

Les lits, mis en service en 1902, donnèrent d'excellents résultats pendant quelques années, mais les filtres dégrossisseurs, très colmatés et nettoyés d'une façon insuffisante, amenèrent aussi le colmatage des lits percolateurs qui donnèrent une mauvaise épuration. On les renouvelle actuellement par lavage des matériaux existants. L'eau boueuse est décaantée, le liquide déversé à l'égout et les boues envoyées à la mer avec celles de la précipitation chimique. On portera la hauteur des lits à 2 m. 70. La grosseur des matériaux a été choisie de 62 mm. à 100 millimètres. CORBETT est persuadé qu'on obtiendra ainsi une efficacité moindre des lits et qu'on reviendra plus tard à la grosseur de matériaux qu'il avait recommandée : 6 à 18 millimètres.

Un point intéressant est signalé par CORBETT : à *Salford*, le service de la voirie enlève gratuitement dans les usines les boues qui seraient inévitablement projetées dans les égouts. On a ainsi une grande économie de nettoyage des égouts et une plus grande facilité pour l'évacuation des boues des eaux d'égout.

Stratford Upon Avon(¹). — L'épuration des eaux d'égout à *Stratford upon Avon* présente des particularités peut-être uniques. Les égouts, très anciens, laissent pénétrer les eaux de la nappe phréatique lorsque celle-ci s'élève en saison pluvieuse, de sorte qu'à ce moment le débit est très grand et en saison sèche les eaux d'égout sont très concentrées. Aux eaux domestiques sont mêlées, en assez fortes proportions, des eaux résiduaires de brasserie, de pelleteries, d'usine à gaz, d'abattoirs et de purin, car la ville se trouve dans un centre agricole.

(¹) *Eng. Rec.*, 5 août 1912, p. 154.

La station, construite en 1906, comprenait des fosses septiques couvertes. En 1908, on commença le traitement par la chaux pour diminuer les odeurs et ce traitement a été continué. En 1910-1911 les fosses septiques furent découvertes. De l'expérience ainsi acquise on peut déduire que la fosse septique ne peut être employée lorsque les eaux d'égout renferment une grande proportion d'eaux résiduaires de brasseries. L'action septique se produisant déjà dans les égouts, l'effluent de la fosse est surseptisé et dégage des odeurs parmi lesquelles celle de l'hydrogène sulfuré. L'addition de chaux avant la fosse septique a réduit beaucoup ces odeurs, mais malgré cela elles reparaissent après 6 ou 8 semaines de fonctionnement, même en augmentant la proportion de chaux de 14 grammes par mètre cube chaque semaine. En 1911 on a employé la chaux comme précipitant en évitant l'action septique. On diminuait aussi les odeurs dégagées pendant l'enlèvement des boues. Cet enlèvement, après 5 à 6 mois de fonctionnement de la fosse septique, exigeait 5 à 4 jours, tandis que, après 6 ou 7 jours de traitement par la chaux, la boue est enlevée en moins de 7 heures. Depuis 1911 on ajoute la chaux à la station de pompage et on désodorise encore avec le chlorure de chaux lorsque cela est nécessaire. On ajoute 5 litres 450 de lait de chaux toutes les 5 minutes pendant le jour et toutes les 10 minutes pendant la nuit.

La boue est évacuée dans des étangs de 1 m. 50 à 1 m. 80 de profondeur. Après 1 à 2 heures de repos, l'eau surnageante est pompée. La boue plus épaisse est recouverte de fumier ou de paille et de chaux éteinte. La paille absorbe l'hydrogène sulfuré et la chaux augmente l'action précipitante; on sépare ainsi plus d'eau, la boue est plus épaisse et, se séchant plus rapidement à la surface, elle ne dégage pas d'odeurs. On déverse ensuite une nouvelle quantité de boue et on répète la même opération. La boue se sèche en 4 à 8 mois et peut être enlevée au bout de 10 à 15 mois par les cultivateurs du voisinage.

On emploie en moyenne 140 grammes de chaux et 4 gr. 7 de chlore par mètre cube.

Le coût du traitement à la chaux revient à 5 francs par 1000 mètres cubes d'eau d'égout. Pour couvrir la boue, le

prix est de 4 fr. 40 par tonne de bone sèche. Le traitement au chlore revient à 5 fr. 55 par 1000 mètres cubes.

L'effluent des bassins de précipitation est épuré sur lits de contact, lits percolateurs et irrigation pour le débit par temps sec.

West Bridgford⁽¹⁾. — La nouvelle station d'épuration des eaux d'égout de *West Bridgford* est considérée comme la plus moderne. On y a employé pendant 14 ans les lits de contact, mais la nécessité d'une extension a conduit à les remplacer par des lits percolateurs. La station a été construite pour traiter 4500 mètres cubes d'eau d'égout par jour, ce qui représente trois fois le débit des égouts par temps sec. Les eaux sont pompées dans les fosses septiques et, de là, elles s'écoulent sur des lits percolateurs avec distributeurs « va-et-vient » mis en mouvement par la chute de l'eau elle-même, d'une façon automatique. L'effluent est très bien épuré.

HUITIÈME RAPPORT DE LA COMMISSION ROYALE ANGLAISE

Types et épreuves pour les eaux d'égout et les effluents d'eaux d'égout rejetés dans les rivières et cours d'eaux

Le huitième rapport de la Commission Royale Anglaise paru en novembre 1912, et l'appendice en mars 1913, ont pour but de déterminer les types auxquels doivent satisfaire les eaux d'égout épurées ou non, rejetées dans une rivière et les épreuves qui seront employées pour déterminer ces types.

Dans son cinquième rapport la Commission avait établi les principes suivants :

« 511. — L'évidence nous est apparue et les résultats de nos investigations nous ont montré que l'épuration vers laquelle on doit tendre pour éviter la pollution des cours d'eau varie avec les circonstances locales de la ville et de la rivière considérées.

(1) *San. Rec.* 9 août 1912, p. 141.

« La loi toutefois ne reconnaît pas de règle graduée de pureté pour les effluents d'eaux d'égout.

« D'après le « Rivers Pollution Prevention Act » de 1876, dans le cas d'une eau d'égout déversée dans des eaux non sujettes aux marées, les autorités locales ont le devoir d'adopter les moyens les plus pratiques et convenables pour rendre l'eau d'égout sans danger avant son déversement dans la rivière, et aucune circonstance locale ne peut être prise en considération. L'effluent seul doit être considéré.

« 512. — Nous comprenons que, au point de vue administratif, il soit plus simple de considérer l'effluent seul, et que les différentes autorités, Conseils de Comté, Comités de rivières, etc., n'ont pas ordinairement appliqué la loi de 1876 d'une façon arbitraire. Cependant nous devons avoir en vue l'accomplissement économique et efficace des devoirs des autorités locales et l'utilité de ne pas exiger, pour l'épuration des eaux d'égout, de dépenses plus importantes que les circonstances ne l'exigent. Nous sommes persuadés que la loi doit être modifiée pour tenir compte des circonstances locales. »

La Commission a observé un nombre considérable de cours d'eau et de types d'effluents et a noté les effets du déversement d'eaux d'égout variées, de composition et de volume connus, dans des rivières de qualité, débit et vitesse également connus.

Les résultats indiquent clairement que le volume et les autres conditions des cours d'eau sont des facteurs qui, dans les circonstances ordinaires, permettent de déterminer si une nuisance peut être causée par le déversement d'eaux d'égout dans la rivière.

Il faut d'abord que les autorités puissent se rendre compte si le déversement d'une eau d'égout dans une rivière donnée causera ou non une pollution. La Commission s'est efforcée de découvrir s'il y avait, entre les conditions observées dans une rivière contaminée et les résultats des analyses de ses eaux, une relation suffisante pour déduire des résultats analytiques quelle peut être la condition physique de la rivière pour la nuisance, c'est-à-dire pour l'odeur, le développement d'algues grises, l'accumulation de matières solides putréfiées

et l'effet sur les poissons. Cette relation varie considérablement dans les différentes rivières et aussi dans la même rivière selon différentes conditions.

Les épreuves auxquelles on soumet principalement les eaux et qui ont retenu l'attention sont les trois suivantes :

Détermination de l'azote ammoniaéal ;

Détermination de l'oxygène emprunté au permanganate en 4 heures ;

Détermination de la perte d'oxygène dissous en 5 jours (1).

L'ammoniaque est le témoin le plus délicat de la pollution récente d'une rivière, mais il n'en indique pas le caractère.

Le docteur ABENEX a établi que le plus grand changement produit dans le mélange d'une eau pure et d'une eau d'égout est une diminution de la quantité d'oxygène dissous. Les recherches de la Commission montrent que le pouvoir d'une eau d'égout de produire une nuisance est nettement proportionnel à son pouvoir de désoxygénation de l'eau de la rivière et les épreuves basées sur le taux d'absorption d'oxygène sont les plus certaines pour déterminer si le déversement créera ou non une nuisance dans la rivière.

L'épreuve de la perte d'oxygène dissous en 5 jours est préférable à celle de l'oxygène emprunté au permanganate en 4 heures pour les raisons suivantes :

1° En pratique, on a trouvé que l'épreuve de la perte d'oxygène dissous reflète plus sûrement que l'épreuve de l'oxygène absorbé en 4 heures les conditions observées dans la rivière.

2° L'épreuve de la perte d'oxygène représente plus naturellement le processus par lequel les constituants facilement oxydables de la matière polluante absorbent l'oxygène dissous dans l'eau de la rivière. Le permanganate, d'autre part, est un agent énergétique susceptible d'oxyder les substances contenues dans la matière polluante qui n'absorbent pas d'oxygène dans les conditions naturelles et en tout cas pas à un taux suffisant pour désoxygéner la rivière.

3° Les expériences de laboratoire ont montré que cette

(1) Dans une eau contenant des matières organiques l'oxygène dissous est absorbé pour oxyder ces matières. Il y a donc une perte d'oxygène dissous. Dans la suite de cet exposé, nous indiquerons indifféremment ces deux termes équivalents : perte ou absorption d'oxygène dissous.

épreuve était plus délicate, c'est-à-dire qu'elle indiquait de plus faibles différences dans la qualité de l'eau. Par exemple l'épreuve au permanganate peut donner approximativement le même nombre pour une eau polluée avec un liquide de fosses que pour une eau polluée avec un effluent de lit bactérien, tandis que l'épreuve de la perte d'oxygène, appliquée à ces mêmes liquides, donnera un nombre plus élevé pour la première que pour la seconde, indiquant ainsi les différences d'espèces aussi bien que le degré de pollution.

On a objecté que cette épreuve est difficile à effectuer sur les lieux et donne des résultats discordants suivant l'opérateur. Cette objection n'est pas fondée, car avec un peu de pratique un chimiste expérimenté effectuera cette épreuve facilement et obtiendra des résultats certains.

La Commission a fait exécuter un grand nombre de dosages dans des conditions variées, rivières à pollution évidente, rivières non polluées. En comparant les résultats d'analyses de ces deux séries d'échantillons on espérait arriver à un nombre, pour l'absorption d'oxygène en 5 jours, représentant une limite qui ne devrait pas être dépassée sans qu'il y ait eu pollution manifeste.

Des chiffres obtenus, on peut tirer la conclusion que si 100 litres d'eau de rivière ne perdent pas plus de 0^{sr}.4 d'oxygène dissous, en 5 jours, la rivière ne présentera pas de signes de pollution, et que, si une eau de rivière donne normalement un nombre plus élevé que celui-ci, elle présentera presque certainement des signes de pollution, excepté peut-être dans la saison froide. Le nombre 0,4 sera appelé *nombre limite* et servira de base pour l'établissement des types.

Toutefois la température est un facteur important et si on effectue l'épreuve de la perte d'oxygène aux différentes températures qu'on rencontre suivant les saisons, les résultats varient d'une façon marquée. Les expériences ont été faites à 18° 5 C (65° F) et le nombre 0,4 se rapporte à cette température qui a été adoptée pour garantir une grande marge de sûreté, et pour la même raison on a choisi l'écoulement par temps sec.

On peut appliquer un type chimique de deux façons : soit au déversement qui contamine, soit au cours d'eau qui reçoit

le déversement. L'objectif principal auquel on doit tendre est l'amélioration des rivières. Secondairement on envisagera l'amélioration des effluents qui y sont déversés. Le type doit donc être appliqué aux déversements dans les conditions ordinaires, c'est-à-dire lorsque les eaux déversées sont mélangées aux eaux de la rivière.

On effectuera donc l'épreuve de la perte d'oxygène dans l'eau de la rivière qui a reçu le déversement. Le type est fixé à 0,4 et si le mélange donne un nombre supérieur, l'eau d'égout devra être épurée ou l'effluent amélioré.

La perte d'oxygène dissous en 5 jours dépend, dans ces conditions, de la quantité d'oxygène absorbé par l'eau d'égout, de celle absorbée par l'eau de la rivière et enfin de la proportion de ces deux eaux dans le mélange.

Un mélange satisfaisant au type donné plus haut peut être exprimé sous la forme de l'équation :

$$\frac{x + yz}{z + 1} = 0,4$$

dans laquelle x représente la quantité d'oxygène absorbé par 100 000 d'effluent,

y représente la quantité d'oxygène absorbé par 100 000 d'eau de rivière en amont du point de déversement,

z la dilution (proportion d'eau de rivière à l'effluent).

En appliquant cette formule dans le cas d'un déversement d'eau d'égout ou d'effluent dans une rivière, il sera possible de déterminer (la qualité de l'eau de la rivière et la dilution étant connues) le degré minimum d'épuration pour éviter tout risque de nuisance.

Ainsi, si un effluent est déversé dans 10 fois son volume d'eau de rivière qui elle-même absorbe 0,1 d'oxygène dissous en 5 jours, la formule donne :

$$\begin{aligned} \frac{x + 0,1 \times 10}{10 + 1} &= 0,4 \\ x + 1 &= 4,4 \\ x &= 3,4 \end{aligned}$$

L'effluent dans ce cas pourra absorber 3,4 d'oxygène dissous pour 100 000 en 5 jours, et ce nombre sera le type pour ce déversement particulier.

Un système de types établi sur ces bases semble à première vue devoir atteindre le but poursuivi, c'est-à-dire qu'une autorité ne devra pas engager de dépenses supérieures à celles nécessitées par les circonstances locales ; mais il fait naître trois sérieuses objections :

- a) Le système serait très difficile à appliquer ;
- b) Il distribuerait inégalement la charge de l'épuration aux différents intéressés dans le bassin d'une rivière ;
- c) Il irait plus loin dans la différenciation qu'il n'est nécessaire pour assurer l'économie.

Ce système exigera des types différents de pureté pour les eaux d'égout et les effluents pour chaque endroit ; or il est reconnu que la multiplication des types multiplie les difficultés dans l'application.

Dans le cas ordinaire d'une rivière recevant des pollutions successives le long de son cours, la qualité de l'eau tendra à diminuer de la source à l'embouchure, à moins que les intervalles soient si grands, ou l'épuration des effluents si parfaite qu'il soit possible à la rivière de supprimer les effets d'une première pollution avant de recevoir la suivante. Pour répondre au type, la qualité de l'eau déversée devra varier inversement à celle de l'eau de la rivière. Ainsi une meilleure épuration sera exigée pour la ville la plus basse parce qu'on en aura exigé une moins bonne de la ville la plus haute.

La différenciation entre les types de pureté n'est un avantage économique que si elle est assez large pour permettre la substitution d'un procédé d'épuration peu coûteux à un procédé plus cher. Une échelle de types devra donc être établie en relation avec les degrés d'épuration obtenus dans la pratique par les différents procédés convenablement contrôlés. Tolérer un type de pureté bas où l'on peut en obtenir un plus haut par un aménagement convenable de la même station, donnera une pollution de la rivière sans aucun avantage correspondant.

Toutefois la Commission ne recommande pas un système par lequel le degré d'épuration exigé pour chaque déversement serait déterminé automatiquement par la qualité et le débit relatif du cours d'eau qui reçoit ces déversements. Ce sont cependant des conditions locales importantes dont il faut tenir

compte pour l'établissement des systèmes de types, et leur importance relative dans l'application doit être déterminée.

On fixerait, suivant la Commission, un type normal convenable pour la majorité des points et on prévoierait un ou deux types plus élevés ou plus bas pour les cas dans lesquels l'adoption d'un type spécial serait justifiée.

Pour les raisons indiquées plus haut, la variation de la qualité de l'eau de la rivière qui reçoit le déversement impose des charges inégales aux divers intéressés locaux qui déversent leurs eaux d'égout dans la rivière. Une autorité locale n'est pas responsable de la qualité de l'eau qui arrive à la station; mais une autorité supérieure chargée de la juridiction sur tout le bassin sera tout à fait responsable de la qualité des eaux dans ce bassin et, par l'adoption de types appropriés, devra s'efforcer de diminuer cette inégalité. Toutefois, les variations dans la qualité des eaux de dilution ne seront pas prises en considération pour fixer les types.

La Commission a classé les eaux de rivières en cinq catégories d'après la perte d'oxygène dissous qu'elles subissent en 5 jours.

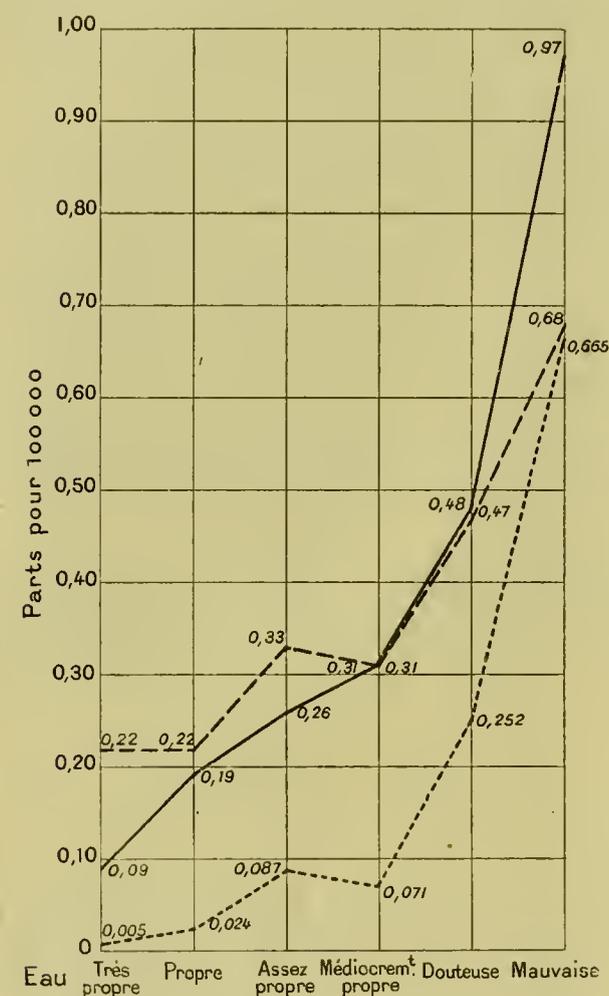
Eau très propre	0,1 pour 100 000
Eau propre.	0,2 —
Eau assez propre.	0,5 —
Eau douteuse.	0,5 —
Eau mauvaise.	1,0 —

Il est évident qu'une eau qui perd plus de 0,4 pour 100 000 d'oxygène dissous en cinq jours est inutilisable, ou pire, si la dilution est nécessaire; aussi les deux dernières catégories ne sont pas à considérer. Pour les trois autres catégories la Commission ne croit pas qu'il soit prudent de laisser les autorités locales compter sur la dilution de leur effluent avec les eaux très propres, quoique cependant il ne serait pas convenable de restreindre l'avantage aux limites de dilution d'une eau qui perd 0,5 pour 100 000 d'oxygène dissous en cinq jours. Ce sont les eaux de la 2^e catégorie qui devront être considérées comme représentant la qualité moyenne des eaux de rivière dans les conditions ordinaires et, pour établir l'échelle des types, la qualité de l'eau de dilution sera admise comme constante et représentée par le nombre 0,2.

Dans le 5^e rapport ont été données les limites auxquelles devaient satisfaire les effluents avant le déversement à la rivière. Pour les matières en suspension il était dit que

l'effluent ne devait pas en contenir plus de 50 milligrammes par litre. La Commission insiste à nouveau sur ce point et recommande que la détermination du taux de matières en suspension soit faite en premier lieu. Si la proportion est supérieure, l'effluent est mauvais; si elle est inférieure, on déterminera la perte d'oxygène en 5 jours.

Un effluent est considéré comme satisfaisant si, après avoir été filtré au papier, il n'absorbe pas plus de 1,5 pour 100 000 d'oxygène dissous ou atmosphérique en 5 jours. Par la suite, la Commission reconnaissant la difficulté de retenir d'une manière uniforme les matières en suspension par le pa-



Graphique 13. — Nombres moyens pour les eaux de rivières prélevées en aval des points de déversement d'eaux d'égout.

— Perte d'oxygène dissous en 5 jours, à 18°.
 - - - - - Oxygène absorbé du permanganate en 4 heures.
 Azote ammoniacal.

pier ou autrement, déclare que la perte d'oxygène dissous devra être déterminée sur l'effluent tel quel, c'est-à-dire avec les matières en suspension. Le nombre normal pour cette épreuve sera fixé à 2,0 pour 100 000; il a été établi en tenant compte des résultats pratiques obtenus avec les divers procédés d'épuration employés actuellement.

Un effluent qui absorbe 2,0 pour 100 000 d'oxygène dissous en 5 jours doit être dilué pour éviter les nuisances. La dilution minimum peut être calculée au moyen de la formule indiquée plus haut :

$$\frac{2 + 0,2 \times z}{z + 1} = 0,4$$

$$z = 8$$

Dans la majorité des cas, les effluents sont dilués par plus de 8 fois leur volume d'eau de rivière.

La Commission considère comme type normal, lorsque une épuration complète des eaux d'égout sera envisagée, un effluent ne contenant pas plus de 50 milligrammes de matières en suspension par litre et, en comprenant les matières en suspension, ne perdant pas plus de 2 pour 100 000 d'oxygène dissous en 5 jours à 18°5 C.

Il y a des cas exceptionnels où d'autres types doivent être donnés. Il faut alors considérer avec soin les besoins et possibilités d'après les conditions locales, pour protéger efficacement la rivière sans engager des dépenses inutiles.

Dans les cas extrêmes où, non seulement le débit de la rivière est faible, mais la qualité de l'eau de celle-ci inférieure, le type normal d'effluent obtenu le plus exactement pourra être insuffisant pour prévenir les nuisances. Même alors on doit considérer, non la qualité de l'eau, mais seulement la dilution, en appliquant des types appropriés.

La Commission admet qu'on puisse déverser, dans certaines circonstances, les eaux d'égout partiellement traitées ou non, dans une rivière. Il s'ensuit que le type normal proposé peut être élevé ou abaissé; il doit tendre à établir une balance plutôt qu'une progression.

On peut réclamer une diminution de rigueur du type normal dans les conditions suivantes :

a) Quand on peut démontrer que l'eau de la rivière est de telle qualité et coule à un débit tel qu'après son mélange avec une eau d'égout ou un effluent de composition et volume connus ou calculés, elle ne perd pas plus de 0,4 pour 100 000 d'oxygène dissous en 5 jours ;

b) Quand on peut supposer ou qu'on peut reconnaître que la rivière ne recevra pas de nouvelle pollution jusqu'à ce que ses

eaux soient suffisamment auto-épurées pour ne pas perdre une quantité d'oxygène dissous en 5 jours supérieure à celle qu'elles perdaient avant de recevoir le déversement.

Pour que le déversement d'une eau d'égout partiellement traitée ou non traitée puisse être toléré, il faut qu'il y ait une réduction suffisante des matières en suspension et qu'il y ait une suffisante dilution dans une eau comparativement propre (c'est-à-dire perdant beaucoup moins de 0,4 pour 100 000 d'oxygène dissous en 5 jours). Pour les eaux d'égout brutes il y a lieu aussi de considérer l'accumulation des boues dans le lit de la rivière.

La formule indiquée plus haut a permis à la Commission de présenter dans le tableau A les dilutions que doivent subir les eaux d'égout épurées ou non.

TABLEAU A.

Dilution théoriquement permise pour que le mélange n'absorbe pas plus de 0,4 pour 100 000 d'oxygène dissous en 5 jours.

TYPES D'EAUX D'ÉGOUT ou D'EFFLUENTS	OXYGÈNE DISSOUS ABSORBÉ PAR LES DIFFÉRENTS LIQUIDES POUR 100 000	A	B	C
		Avec une eau de rivière très claire absorbant 0,1 d'oxygène dissous en 5 jours.	Avec une eau de rivière propre absorbant 0,2 d'oxygène dissous en 5 jours.	Avec une eau de rivière assez propre absorbant 0,3 d'oxygène dissous en 5 jours.
1. Très bon effluent	0,5	0,55	0,5	1,0
2. Effluent type	2,0	5,00	8,0	16,0
3. Mauvais effluent	5,0	15	25	46,0
4. Effluent de précipitation dilué	10,0	52	48	96,0
5. — moyen	15,0	48	75	146
6. Effluent de fosse septique moyen	20,0	65	98	196
7. Effluent de précipitation concentré	20,0	65	98	196
8. Effluent de fosse septique concentré	55,0	109	165	526
9. Eau d'égout moyenne	55,0	115	175	546
10. — concentrée. . .	50,0	165	248	496

Le tableau B montre pour les mêmes liquides les dilutions nécessaires pour prévenir la désoxygénation au-dessous de

4 centimètres cubes, nombre pouvant être pris comme correspondant au nombre limite de 0,4 pour 100 000, donné pour l'épreuve de la perte d'oxygène dissous en 5 jours, en tenant compte de la profondeur de la rivière et du temps de mélange de ses eaux avec celles déversées.

TABLEAU B.

Dilutions d'eaux d'égout ou d'effluents dans une eau de rivière propre nécessaires pour prévenir la désoxygénation au-dessous de 4 centimètres cubes dans des courants modérément rapides ou lents.

PROFONDEUR DE LA RIVIÈRE	0 ^m 75		1 ^m 50		5 ^m	
	1 heure	6 heures	1 heure	6 heures	1 heure	6 heures
1. Très bon effluent . . .	0,4	0,9	1,2	2,5	5,0	6,0
2. Effluent type.	2,0	4,5	6,0	15,5	17,0	50,0
3. Mauvais effluent. . . .	7,0	15,0	20,0	45,0	60,0	100,0
4. Effluent de précipitation dilué.	44	50	40	90	115	200
— moyen.	20	45	69	155	170	500
6. Effluent de fosse septique moyen.	50	60	85	150	255	400
7. Effluent de précipitation concentré. . . .	40	90	125	275	540	600
8. Effluent de fosse septique concentré . . .	55	120	160	560	450	800
9. Eau d'égout moyenne.	66	145	200	440	560	1020
10. — concentrée.	85	185	250	550	700	1200
Taux de réoxygénation du mélange par heure exprimé pour cent de saturation.	0,99	0,45	0,55	0,15	0,12	0,07

NOTA. — On admet que l'eau saturée à 18°5 contient 6 cm³ 65 d'oxygène dissous par litre.

On a indiqué aussi les taux de réoxygénation qui varient beaucoup avec la profondeur de la rivière, ce qui influe grandement sur la dilution à obtenir. L'hypothèse des taux de mélange, sur laquelle les calculs sont basés, découle d'un grand nombre d'expériences à la fluorescéine dans les rivières ; mais

ce n'est qu'une hypothèse et les nombres ne doivent être considérés que comme des approximations très larges.

Si une dilution suffisante peut permettre l'oxydation des impuretés dissoutes, les matières en suspension ne peuvent, par leur fermentation, donner lieu à une nuisance. Ces matières peuvent être entraînées par un courant rapide mais elles peuvent aussi s'accumuler dans les bas-fonds. Aussi la Commission attache-t-elle une grande importance à ce que leur quantité soit réduite le plus possible. On peut admettre que le type de 60 milligrammes par litre de matières en suspension est tolérable lorsque la dilution est de 150 à 300 volumes. Pour les dilutions de 300 à 500 volumes le type peut être porté à 150 milligrammes. Le premier type peut être obtenu avec la précipitation chimique à moins que l'eau d'égout soit très diluée; le second avec la simple décantation sans addition de produits chimiques. Lorsque la dilution est supérieure à 500 volumes, et qu'un traitement n'est pas jugé nécessaire, le type devient inutile. Cependant il est indispensable, pour l'aspect de la rivière, que par un moyen mécanique on retienne les grosses matières capables de flotter. Il est aussi désirable de séparer dans des fosses les particules lourdes en suspension. Dans quelques cas ces exigences peuvent causer des dépenses disproportionnées, mais l'autorité supérieure sera juge de la question.

Dans les précédents rapports, la Commission avait recommandé la constitution d'une Autorité centrale et de Conseils de surveillance des rivières pour les différents bassins. Elle déclare à nouveau qu'une telle organisation est indispensable. Ces autorités auront à considérer une foule de questions qui demandent une étude spéciale, particulièrement en ce qui concerne les eaux d'alimentation lorsqu'elles sont puisées dans les rivières.

Tout ce travail sera simplifié si l'autorité centrale établit un code d'instructions ou de règles servant de guide aux Conseils de surveillance et aux autorités locales. Ce code indiquerait les circonstances dans lesquelles les types spéciaux sont permis et définirait, autant que possible, la nature de ces types. Il sera aussi prescrit de prélever périodiquement des échantillons des liquides déversés, échantillons qui se-

raient soumis aux épreuves indiquées par l'autorité centrale. Comme le volume de liquide déversé dans une rivière est un facteur de grande importance pour fixer le type approprié d'épuration, des dispositions seront prises pour déterminer facilement ces volumes.

Les types ne s'appliqueront pas aux eaux d'orage. On devra se reporter, à ce sujet, à ce que la Commission a déclaré dans le cinquième rapport. Pour les déversements dans les estuaires et les rivières sujettes aux marées il ne peut y avoir de règles fixes pour les types à appliquer. Cependant on pourra s'inspirer de ce qui précède lorsque les circonstances l'exigeront.

La Commission a résumé son rapport dans les conclusions suivantes :

Conclusions. — *a)* La loi sera modifiée de façon qu'une personne déversant des eaux d'égout dans une rivière ne soit pas répréhensible d'après le « Rivers Pollution Prevention Act de 1879 », si l'eau d'égout est déversée conformément au type prescrit.

b) Le type sera soit le type général, soit un type spécial plus haut ou plus bas que le type général, suivant les exigences des circonstances locales.

c) D'après le type général, un effluent ne doit pas contenir plus de 50 milligrammes par litre de matières en suspension, et avec ces matières en suspension il ne doit pas à 65° F. (18° 5 C.) absorber plus de deux parties pour 100 000 d'oxygène dissous en 5 jours. Ce type général sera prescrit par le règlement ou par ordre de l'autorité centrale, et sera sujet à modifications au gré de cette autorité après un intervalle d'au moins 10 ans.

d) Pour fixer un type spécial, on doit considérer comme principal facteur la dilution produite par la rivière. Si la dilution est très faible il peut être nécessaire pour l'autorité centrale, sur sa propre initiative ou par ordre du Rivers Board, de prescrire un type spécialement rigoureux qui sera obligatoire pour une période d'au moins 10 ans.

e) Si la dilution est très grande, le type peut, avec l'approbation de l'autorité centrale, être réduit ou supprimé. Notre expérience nous porte à penser que, en règle générale, si la

dilution, bien que n'étant pas inférieure à 150 volumes, n'excède pas 500, l'épreuve de l'absorption de l'oxygène dissous peut être omise, et le type pour les matières en suspension fixé à 60 milligrammes par litre. Pour répondre à cette épreuve, la précipitation chimique peut être considérée comme ordinairement suffisante. Si la dilution, bien que non inférieure à 500 volumes, n'excède pas 500, le type pour les matières en suspension peut être de nouveau élevé à 150 milligrammes par litre. Dans ce but la décantation sans addition de produits chimiques suffira généralement si les bassins sont convenablement employés et régulièrement nettoyés. Ces types réduits seront sujets à revision pour des périodes fixées par l'autorité centrale, et les périodes ne seront pas de plus courte durée que celles prescrites pour le type général ou les types plus rigoureux.

f) Pour les dilutions supérieures à 500 volumes, on peut se dispenser de toute épreuve et le déversement de l'eau brute sera soumis à des conditions, telles que le passage de l'eau au travers de grilles ou de bassins à détritits, qui seront reconnues nécessaires par l'autorité centrale.

Dans l'appendice du huitième rapport nous trouvons les résultats des recherches qui ont permis de proposer les règles ci-dessus, ainsi que l'exposé des procédés d'analyses d'après lesquelles les types seraient établis. Ces travaux sont dus à MM. G. Mc GOWAN, COLIN C. FRYE et G. B. KERSHAW.

Détermination de l'absorption de l'oxygène dissous en 5 jours. — La méthode de dosage de l'oxygène dissous qui a été adoptée est celle de WINKLER modifiée par RIDEAL et STEWART.

Lorsqu'il s'agira d'établir un type, la dilution sera de 1 volume d'effluent pour 4 volumes de bonne eau de distribution.

Les épreuves devront être faites en double et si les deux résultats diffèrent notablement, une nouvelle détermination sera faite. Pour obtenir les meilleurs résultats, la dilution devra être telle que la perte d'oxygène soit de 50 à 60 pour 100

de la quantité totale d'oxygène dissous dans le mélange. Lorsque la perte est moindre que 50 pour 100 il y a une erreur appréciable, mais alors l'effluent est tellement meilleur que cette erreur n'a pas de conséquence. Lorsque la dilution dans l'eau de distribution est très grande, comparativement à la quantité d'aliment et au nombre de bactéries à l'origine, l'absorption d'oxygène peut être quelque peu retardée, c'est-à-dire que le taux d'absorption en 5 jours peut être moindre qu'avec une plus faible dilution.

Les dilutions seront conservées pendant 5 jours à la température de 18° 5 C, dans une étuve réglée, dont les variations seront inférieures à 1° en plus ou en moins. Cette température est la plus haute, très rarement dépassée, observée dans les rivières d'Angleterre. Il faut que l'eau de distribution employée pour les dilutions soit à 18° ou près de cette température, ce qui s'obtient en plaçant dans l'étuve, pendant la nuit qui précède l'expérience, un flacon aux 3/4 rempli de cette eau. Il faut avoir soin d'attendre un certain temps après l'agitation de l'eau pour opérer le mélange afin d'éviter l'entraînement de fines bulles d'air. On contrôlera aussi de temps à autre l'eau de distribution pour se rendre compte si elle ne perd pas en 5 jours à 18°,5 une quantité appréciable d'oxygène.

Pour cette détermination on emploie les solutions suivantes :

1° Acide sulfurique concentré ;

2° Solution $\frac{N}{8}$ de permanganate de potasse (5^{gr},94 Mn O⁴ K par litre);

3° Solution d'oxalate de potasse à 2 pour 100 de sel cristallisé (K² C² O⁴ + H² O);

4° Solution de chlorure manganoux à 55 pour 100 de sel cristallisé (Mn Cl² + 4 H² O);

5° Solution alcaline d'iodure de potassium contenant 70 grammes de potasse caustique et 10 grammes d'iodure par 100 centimètres cubes ;

6° Acide chlorhydrique concentré exempt de chlore;

7° Solution d'hyposulfite de soude $\frac{N}{20}$ environ à 12 grammes par litre.

On emploie des flacons de 540 à 360 centimètres cubes avec bouchons bien ajustés ; chaque flacon est jaugé et porte l'indication de son volume. Ces flacons doivent être extrêmement propres et en hiver ils doivent être à 18°,5 avant l'usage.

Dosage. — L'échantillon d'effluent ayant été mélangé exactement on en prélève deux portions de 200 centimètres cubes pour la détermination des matières en suspension. Le reste de l'échantillon est alors bien agité dans le flacon pendant une demi-minute.

Après avoir fait la dilution dans une bouteille de grande capacité et avoir opéré le mélange, on remplit quatre flacons jaugés indiqués plus haut, lentement, exactement et autant que possible de la même manière avec l'effluent dilué, un peu du mélange devant déborder. Les flacons sont laissés débouchés pendant 5 minutes pendant lesquelles on s'efforce de faire dégager les bulles d'air attachées aux parois. Les flacons sont alors bouchés, complètement remplis de liquide. Une bouteille B est placée dans l'étuve pendant 5 jours, tandis que dans l'autre on détermine immédiatement la quantité d'oxygène dissous.

On ajoute 0 cm³ 9 d'acide sulfurique et une quantité suffisante de solution de permanganate pour qu'il persiste une légère coloration dans le mélange après 20 minutes (flacon bouché) ; 1 à 2 centimètres cubes suffisent presque toujours (1).

Après 20 minutes l'excès de permanganate est décomposé par l'addition d'environ 1 cm³ de solution d'oxalate de potasse, le flacon étant rebouché et son contenu mélangé.

Lorsque le liquide est décoloré, 1 cm³ de solution de chlorure manganeux est écoulé au fond du flacon avec une pipette et immédiatement après on ajoute 4 cm³ de la solution alcaline d'iodure de potassium, la pointe de la pipette étant alors très peu au-dessous de la surface du liquide.

Le flacon étant bouché, on agite pendant quelques minutes puis on laisse reposer. On ajoute ensuite 5 cm³ d'acide chlorhydrique, on mélange de nouveau et on garde à l'abri de la lumière 5 à 10 minutes.

(1) Ce traitement permet de supprimer la cause d'erreur provenant de la présence de nitrites dans les effluents.

On prélève 20 cm³ du liquide avec une pipette, on les rejette et le reste est titré avec la solution d'hyposulfite de soude et l'empois d'amidon comme indicateur.

Pratiquement il n'est pas utile de faire une correction pour les réactifs ajoutés, l'erreur est moitié moins forte que celle d'expérience.

Le même dosage est effectué après 5 jours à 18° dans les flacons B et la différence entre les deux résultats donne la perte d'oxygène dissous.

Lorsqu'il y a lieu de fixer un type plus rigoureux, la dilution sera de 1 volume d'effluent dans 2 volumes d'eau de distribution.

Pour les effluents de bassins, la dilution sera de 1 d'effluent dans 49 d'eau de distribution. Pour les eaux d'égout elle sera de 1 pour 99 d'eau de distribution. Ces indications ne sont qu'approximatives, les dilutions seront proportionnelles à la concentration des liquides à diluer, les eaux d'égout étant de composition très variable. Il est utile cependant que la perte d'oxygène dissous en 5 jours ne soit pas supérieure à 50 pour 100 de la quantité initiale, mais aussi une trop grande dilution amène des causes d'erreur comme il a été dit déjà.

Si la composition du liquide à examiner est inconnue on opérera sur un certain nombre de dilutions 1 + 8, 1 + 24, 1 + 49 et 1 + 99, les résultats montrent quelle est la dilution la plus appropriée.

Théoriquement la détermination devrait être faite aussitôt après la prise d'échantillon, mais pratiquement il est proposé de l'effectuer après 48 heures, passé ce temps les échantillons seraient conservés dans la glace.

Détermination des matières en suspension. — La détermination est faite par filtration sur l'amiante dans un creuset de Gooch.

L'amiante employée est celle désignée sous le nom de bourre d'amiante en fibres soyeuses non trop fines coupées à 2 centimètres environ de longueur. Elle est d'abord lavée pour éliminer les poussières puis mise à digérer dans l'acide chlorhydrique concentré commercial, après lavage elle est mise à digérer de nouveau avec l'acide chlorhydrique pur

jusqu'à ce qu'il ne se colore plus par le fer. On lave abondamment à l'eau jusqu'à disparition de toute trace d'acide et on conserve l'amiante à l'état d'une pulpe assez épaisse.

Le creuset de Gooch, en porcelaine, mesure environ 4 cm. 4 de hauteur et 5 cm. 7 de diamètre à sa partie supérieure, son poids n'excède pas 17 à 20 grammes. Il est fixé sur un flacon à filtration par un tube de caoutchouc large et fort d'un diamètre intérieur de 2 cm. 7 à 3 centimètres. On met alors dans le creuset une couche d'amiante de 2 mm. d'épaisseur, on aspire et on tasse l'amiante avec un agitateur de verre à bout aplati en faisant passer un léger courant d'eau pendant l'opération. Lorsque l'amiante a été bien tassée, on y fait passer 250 centimètres cubes d'eau pour entraîner les particules détachées et finalement quelques centimètres cubes d'eau distillée. On sèche le creuset à 105° et on le calcine jusqu'à poids constant, deux pesées ne doivent pas différer de plus de 0 gr. 0002.

Pour un effluent moyen contenant 50 à 40 milligrammes de matières en suspension par litre on opère sur 200 centimètres cubes. Ce volume sera augmenté ou diminué en proportion inverse des matières en suspension. Il est préférable de faire une double détermination et de prendre la moyenne des deux résultats.

Après avoir humecté l'amiante d'un creuset taré avec un peu de l'effluent on aspire légèrement (réduction de pression non supérieure à 100 millimètres de mercure) et on verse peu à peu le reste de l'échantillon en ayant soin de n'ajouter le dépôt qu'à la fin, surtout lorsque les matières solides sont gluantes. On ne doit faire passer le liquide qu'une fois sur l'amiante, si le filtrat contient encore des matières en suspension l'opération est à recommencer avec un creuset mieux préparé. Lorsque la filtration est terminée on lave le creuset et les matières retenues avec un peu d'eau distillée pour éliminer les sels solubles. Le creuset est mis à sécher dans une étuve à air chaud à 105° et pesé toutes les 24 heures jusqu'à poids constant. On le calcine alors et le pèse de nouveau. La différence donne le poids de matière volatile par ignition.

Pour la détermination des matières en suspension dans les eaux d'égout et les effluents de fosses ou bassins, on opère de la manière indiquée plus haut sauf que le volume filtré est

beaucoup plus faible, 55 cm⁵ pour une eau d'égout moyenne et 50 cm⁵ pour un effluent de fosse moyen. Ces volumes peuvent paraître très faibles, mais le désavantage vis-à-vis de plus grands volumes est contre-balancé par le temps moindre exigé pour la filtration du liquide et le séchage du creuset avec un risque moindre de perte de poids par la distillation lente d'une partie de la matière organique.

Dans ce qui précède on ne fait pas mention des matières colloïdales toujours présentes dans les eaux d'égout et aussi, quoique en plus ou moins faible quantité, dans les effluents. Les auteurs ont tenté de les déterminer indirectement. Un certain volume d'eau d'égout était filtré à travers une bougie de porcelaine à grains fins, le filtrat était évaporé et le résidu pesé. On évaporait le même volume de filtrat du creuset de Gooch et le résidu sec était pesé. La différence de poids des deux résidus donnait les matières colloïdales. Mais ce procédé est long et ennuyeux. Ils n'ont pu tirer des résultats obtenus que cette conclusion que les eaux d'égout brutes et les effluents de fosses paraissent renfermer environ 50 à 40 milligrammes par litre de matières colloïdales. Les effluents de filtres bactériens donnent des nombres très variables.

D'après O'SHAUGHNESSY et KINNERSLEY la teneur en matières colloïdales est pour les

	Milligr. par litre.
Eaux d'égout.	20 à 500
Effluents de fosses.	120 à 200
Effluents épurés	50 à 90

Ils trouvèrent que l'agitation des matières solides dans les eaux d'égout augmente la proportion de matières colloïdales, tandis que la simple décantation la réduit.

Les auteurs sont persuadés que, sauf dans le cas d'eaux d'égout fortement chargées de matières colloïdales, la détermination des matières en suspension par le creuset de Gooch permet une distinction entre les matières en suspension d'une part et les matières colloïdales et solubles d'autre part. Il n'est cependant pas douteux que, pour les eaux d'égout et les effluents de fosses, l'amianté ne retienne une certaine quantité de matières colloïdales.

Il serait désirable, pour élucider cette question, qu'on trouve une méthode bonne, rapide et directe, de détermination des matières colloïdales ⁽¹⁾, à part des vraies matières en suspension.

Les propositions contenues dans ce 8^e rapport ont été beaucoup discutées. Nous analyserons d'une façon succincte les critiques de MM. MACLEAN WILSON et CALVERT, puis les opinions émises au Royal Sanitary Institute.

Le D^r MACLEAN WILSON et H. CALVERT, du « West Riding Rivers Board ⁽²⁾ », font remarquer d'abord, comme nous l'avons fait nous-même plus haut, que la détermination des matières en suspension est très délicate. La présence de fer dans certains effluents produit une augmentation des matières en suspension avec le temps qui sépare la prise d'échantillon de la détermination, de sorte que le résultat dépend de ce temps.

Si on compare l'épreuve de l'oxygène dissous avec celle de l'oxygène absorbé du permanganate il y a avantage pour la première, mais cet avantage disparaît si on effectue avec la 2^e les déterminations de l'azote albuminoïde et des nitrates. La période d'incubation de 5 jours fait naître de sérieuses objections, surtout à cause du repos dominical du samedi au lundi, cela fait trois jours pendant lesquels les épreuves ne pourront être faites. La température adoptée, 18°, sera difficile à maintenir dans une étuve de grandes dimensions, une température un peu plus élevée serait plus facilement obtenue. Les résultats présentent de grandes différences suivant la dilution employée. Il n'y a pas d'épreuve chimique qui puisse proba-

(1) Si une telle méthode est désirable, il en est de même pour la détermination des matières en suspension. Nous admettons que le creuset de Gooch bien garni d'amiante retient toutes les matières en suspension dans une eau, et même une partie des matières colloïdales. Mais, quelle que soit l'exactitude de ce procédé, il ne remédie pas aux erreurs considérables qu'on commet certainement en opérant sur des volumes aussi petits que 35 ou 50 centimètres. Il faut bien se rappeler que les matières en suspension sont de dimensions extrêmement variables et pour obtenir un échantillon véritablement moyen il faut employer le plus grand volume possible. Nous croyons, contrairement à l'opinion des auteurs, que les avantages de ce procédé sont très faibles vis-à-vis des inconvénients et que, même à inexactitude égale, il est préférable d'employer un procédé tel que celui que nous avons indiqué (1^{er} Supplément, p. 25), qui a au moins le grand avantage d'être moins long et moins fastidieux.

(2) Publication du *Board*, février 1915.

blement donner des résultats plus différents dans les mains de différents expérimentateurs. Le dosage de l'oxygène dissous est plus difficile que la détermination de l'absorption de l'oxygène du permanganate, il sera nécessaire de faire un essai à blanc pour chaque épreuve tandis que pour l'épreuve au permanganate on fait un essai à blanc pour toute une série de déterminations. Il s'ensuivra une grande extension des laboratoires du Rivers Board et une augmentation considérable du travail des chimistes. Ils ont fait un grand nombre de déterminations comparatives entre les méthodes actuelles et celle proposée par la Commission et les résultats ont montré qu'il n'y avait que de légères différences dans la classification des effluents analysés. Le D^r THRESH en 1910 donnait la même conclusion.

Dans les régions industrielles les déversements sont très rapprochés les uns des autres et, comme ils sont souvent faibles relativement au débit de la rivière, il s'en suivra qu'on n'exigera qu'un traitement insuffisant des eaux résiduaires industrielles et que la situation des rivières sera pire que ce qu'elle est actuellement. De plus la détermination exacte du débit d'une rivière est une opération difficile qui devra être répétée pendant une période assez longue, en prenant en considération la vitesse du courant, la présence de barrages, de bas-fonds, etc.

Actuellement, pour engager des poursuites devant les tribunaux, il faut prouver qu'on déverse des effluents qui polluent les rivières ; mais la personnalité poursuivie peut être reconnue n'avoir pas commis de dommage s'il est démontré qu'elle emploie les méthodes les meilleures et les plus pratiques pour rendre l'eau d'égout inoffensive, pourvu que le canal de déversement existât déjà en 1876 (*Rivers Pollution Prevention Act*).

Les auteurs pensent que cette procédure pourrait être adoptée avec quelques modifications. La cause serait portée de suite devant l'Autorité centrale proposée qui jugerait en dernier appel. Cette autorité pourrait revenir sur sa décision suivant les circonstances ou si des meilleures méthodes d'épuration étaient découvertes. L'adoption de cette proposition rendrait inutile l'établissement d'un type légal qui pourrait

pendant être proposé par la suite lorsque l'autorité centrale aurait établi les caractéristiques d'un effluent bien épuré, mais toutefois en se basant sur plusieurs épreuves.

De leur examen MM. MACLEAN WILSON et CALVERT tirent les conclusions suivantes :

Il existe actuellement un type non légal pour les effluents d'eaux d'égout. Les autorités sanitaires doivent employer les plus pratiques et convenables pour rendre leur eau d'égout inoffensive.

Les inspecteurs des autorités pour la protection des rivières ont adopté des types qui peuvent être comparés avec un autre, mais tous pensent qu'un type légal est impraticable.

La Commission suggère qu'un type général sera fixé, mais que, dans quelques cas, suivant les circonstances locales, un type spécial sera adopté, et dans d'autres que le type sera réduit ou supprimé.

La première épreuve adoptée est la quantité de matières en suspension dans l'effluent; la seconde est la quantité d'oxygène dissous empruntée à l'eau de distribution pendant une incubation de 5 jours. La première épreuve est acceptable; la seconde est inutilement inopportune, donnera même des résultats discordants, et rendra inutiles les résultats analytiques accumulés jusque maintenant.

La variation proposée de types nécessitera une décision dans chaque cas, apparemment après considération de toutes les circonstances locales.

La diminution ou la suppression des types est plus réactionnaire, elle causera une augmentation de la pollution dans les rivières.

Si les vues de la Commission sont adoptées par la législature, le travail des Conseils des Rivières sera de beaucoup accru, et le corps des inspecteurs comme les installations des laboratoires devront être augmentés.

Dans tous les cas, les recommandations ajouteront beaucoup aux difficultés du travail du Conseil, et aux délais accordés aux autorités sanitaires pour établir des projets d'épuration d'eaux d'égout.

Finalement un plan est proposé par lequel, avec très peu de modifications à la loi existante, les autorités sanitaires

peuvent être sauvegardées par l'autorité centrale proposée contre les exigences trop grandes des autorités locales de rivières.

Le D^r RIDEAL⁽¹⁾ considère que le huitième rapport est un complément et un amendement au cinquième rapport. Il n'y a plus maintenant qu'une épreuve, c'est celle de la perte d'oxygène dissous en cinq jours.

Dans le cinquième rapport il était dit qu'un effluent ne doit pas perdre plus de 0,5 pour 100 000 d'oxygène dissous en 24 heures, 1 pour 100 000 en 48 heures et 1,5 en cinq jours, en opérant sur le liquide filtré. La Commission a reconnu les inconvénients de cette pratique et a fixé d'une façon uniforme la perte de 2,0 pour 100 000 en cinq jours déterminée sur le liquide contenant les matières en suspension. Le D^r RIDEAL objecte que la durée de cette épreuve est beaucoup trop longue et que la détermination après un jour indiquerait suffisamment la pollution. Il remarque qu'il n'est pas fait mention de types pour les impuretés de surface, écume visible ou fine couche d'huile qui donnent un vilain aspect aux rivières. Les huiles, de plus, retardent l'auto-épuration ; elles seront dans l'avenir de plus en plus abondantes par suite de leur emploi pour le goudronnage des routes et le graissage des automobiles. La Commission a rappelé qu'il n'y avait pas de nuisance dans l'air lorsque l'eau de la rivière contenait une certaine quantité d'oxygène dissous. Si donc à un certain moment on détermine sur place la teneur en oxygène d'une eau de rivière on pourra se rendre compte immédiatement si on doit apporter ou non des améliorations. Cette recherche est facile et rapide, elle devra être effectuée sur tout le cours de la rivière.

D'après les conclusions du rapport la perte d'oxygène en cinq jours d'une eau de rivière ne doit pas être supérieure à 0,4 pour 100 000 en aval d'un déversement d'eau polluée et à 0,2 pour 100 000 en amont du prochain déversement. Dans beaucoup de cas l'application de cette règle obligera au deuxième point à une meilleure épuration qu'au premier. Le D^r RIDEAL pense que cela n'apportera pas d'amélioration car

⁽¹⁾ *Journal of the Royal Sanitary Institute*, 1915, n° 4, p. 201.

il est évident qu'en aval la pureté de l'eau de la rivière doit nécessairement être diminuée. En fixant le type variable seulement pour la qualité de l'eau, on semble ignorer quelques-uns des autres facteurs plus importants. Le résultat lui paraît être que les rivières actuellement propres deviendront malpropres, et en paraphrasant le « Rivers Pollution Prevention Act, Section 17 » on peut dire que les eaux d'égouts et les autres matières excrémentielles n'affecteront pas la pureté d'une rivière même quand leur déversement augmentera le taux d'absorption d'oxygène dissous de 0,2 à 0,4 pour 100 000. Si on adopte ce seul type, on est conduit à admettre les autres causes de pollution, bacille typhique dans une rivière où les vaches laitières ont accès, déversement d'eaux d'égout brutes dans les eaux sujettes aux marées au voisinage de pares à huîtres, déversement d'effluents non stérilisés dans un cours d'eau utilisé pour la culture du cresson, etc.

Les deux types (0,4 et 0,2) étant fixés, il s'ensuit que des effluents très variables peuvent être déversés dans une même rivière sans enfreindre les conditions indiquées. D'autre part, il serait très difficile en beaucoup d'endroits de déverser dans une rivière un effluent, quoique bien épuré, qui ne réduise pas temporairement le taux d'oxygène dissous en cinq jours, mais si le volume de la rivière est égal à celui de l'effluent, le mélange donnera une absorption d'oxygène dissous supérieure au type pour l'eau de la rivière : dans ce cas la Commission prévoit l'adoption de types plus rigoureux.

On peut tirer cette conclusion que, dans l'avenir, une ville ne pourra s'établir sur les bords d'une rivière que si le débit de celle-ci est au moins quatre fois plus grand que celui de l'effluent qu'elle déversera, à moins que cet effluent soit d'une qualité de beaucoup supérieure à celle du type général. De même une ville ne pourra déverser son effluent dans la même rivière qu'une autre ville en amont à moins qu'elle en soit suffisamment distante pour que la rivière soit redevenue propre au deuxième point de déversement. Les nitrates dans les effluents n'ont aucune valeur future et les eaux d'orage causeront encore des difficultés.

La communication du Dr RIDEAL à la réunion du Royal Sanitary Institute a fait naître une discussion dans laquelle

un certain nombre de spécialistes ont exposé leur opinion sur les conclusions du huitième rapport.

Le col. T.-W. HARDING ne croit pas, comme certains et surtout comme les inspecteurs, qu'un type légal soit impraticable : il pense au contraire qu'il peut être utile s'il n'est pas trop strict et si quelques dérogations sont permises dans des limites pratiques. Il remarque que la Commission Royale a adopté, ce que le sens commun indiquait, de juger un effluent non sur lui-même mais sur l'effet qu'il produit lorsqu'il est déversé dans un cours d'eau. Il est persuadé que les objections qui ont été présentées visent moins l'adoption d'un type que la forme de l'épreuve qui servira de base pour la fixation de ce type. L'épreuve proposée est certainement plus longue et plus délicate que celle de l'oxygène absorbé en quatre heures, mais si on ajoute à cette dernière la détermination de l'azote albuminoïde et des nitrates, la critique est fort réduite. On ne peut nier aussi que la détermination de l'absorption de l'oxygène dissous ne rende mieux compte de ce qui se passe dans la nature.

Le D^r MACLEAN WILSON résume les conclusions du travail que nous avons analysé plus haut.

Le D^r ADENEY dit qu'on doit examiner les travaux de la Commission dans leur ensemble et considérer qu'ils ont amené la clarté dans la question si obscure de l'épuration des eaux d'égout et établi des bases scientifiques pour la résolution de ces problèmes.

Il fait remarquer que les épreuves employées actuellement pour juger les effluents d'eaux d'égout ont été proposées jadis pour les eaux potables, et appliquées ensuite faute d'autres aux eaux d'égout ; ces épreuves empiriques doivent être abandonnées et remplacées par l'épreuve de la perte de l'oxygène en cinq jours. Cette détermination ne présente pas les difficultés qu'on a signalées ; il n'en a trouvé lui-même aucune. Un avantage supplémentaire de cette épreuve serait qu'un chimiste expérimenté pourra lui adjoindre la recherche des produits formés pendant l'absorption de l'oxygène dissous : la méthode devient alors applicable aux recherches exactes et l'étude des eaux d'égout et des rivières polluées par les eaux d'égout devient scientifique, au lieu d'être une spécu-

lation comme il résulte de l'emploi des épreuves empiriques.

Le D^r GILBERT FOWLER déclare que les épreuves proposées par la Commission donnent la meilleure idée de la qualité d'un effluent; cependant il pense qu'un type strict serait impraticable et dangereux, car si on désire prendre une station d'épuration en défaut, il suffit d'un simple hasard. Ce qui importe le plus, c'est de garder les rivières en bon état. L'application présentera des difficultés et il suggère qu'il sera préférable de considérer le bassin des rivières dans leur entier.

Le D^r Mc GOWAN, à propos de la période d'absorption de l'oxygène dissous proposée pour l'épreuve, dit que plus la durée est longue, moins les légères différences affectent les résultats. Avec l'épreuve de deux jours, les erreurs d'expériences sont relativement plus grandes; l'épreuve de cinq jours paraît plus sûre.

E. ARDERN considère que les épreuves choisies par la Commission apporteront une information sérieuse sur l'effet probable du déversement dans une rivière. Il faut cependant noter l'avantage produit par la présence de nitrates pour l'oxydation de la matière organique. Les limites d'impureté proposées sont plus rigoureuses que celles du cinquième rapport. Les déterminations de l'absorption d'oxygène dissous par les matières en suspension ont montré que, si un effluent contient plus de 50 milligrammes par litre de matières en suspension, l'absorption totale d'oxygène dissous de l'échantillon sera supérieure, dans la plupart des cas, à 2 parts pour 100 000 en cinq jours.

Le président (Col. HARDING), en résumant la discussion, remarque avec plaisir qu'il ne paraît pas y avoir d'objections bien sérieuses, sauf celles de M. WILSON, sur les points fondamentaux du huitième rapport.

CHAPITRE X

LES PROGRÈS DE L'ÉPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX D'ÉGOUT EN ALLEMAGNE

Gleiwitz⁽¹⁾. — La ville de *Gleiwitz*, qui compte environ 67 000 habitants, vient de faire construire une installation d'épuration de ses eaux résiduaires dont l'importance a été calculée, en vue d'un agrandissement possible de la ville, pour 87 000 habitants. Cette installation comprend des dispositifs de grilles mobiles qui enlèvent d'abord les corps étrangers volumineux, puis des bassins de décantation, des dispositifs d'évacuation des boues, des lits bactériens percolateurs et un bassin de clarification complémentaire de l'eau épurée, dans lequel on peut également procéder à la désinfection en temps d'épidémie.

La figure 21 montre la disposition générale de cette installation. La séparation des corps flottants et des matières volumineuses en suspension se fait au moyen des grilles rotatives du système GEIGER dont les figures 22 et 23 montrent la disposition d'ensemble. On a disposé aussi deux roues de 5 m. 80 de diamètre et de 1 m. 75 de largeur, susceptibles de donner chacune un débit de 500 litres à la seconde : une seule roue suffirait pour assurer le travail en cas d'accident, mais on les utilise toutes les deux ensemble. Pour éviter de charger les roues par trop de corps étrangers, on a disposé à l'avant une grille fixe avec séparateur de chiffons.

Les eaux sont alors envoyées par des pompes dans les bas-

(¹) D'après HACHE, *Gesundheits Ingenieur*, 1912, n° 51, p. 145.

sins de décantation. Ceux-ci ont été calculés de telle sorte que la vitesse du courant y soit de 3 mm. 5 par seconde par

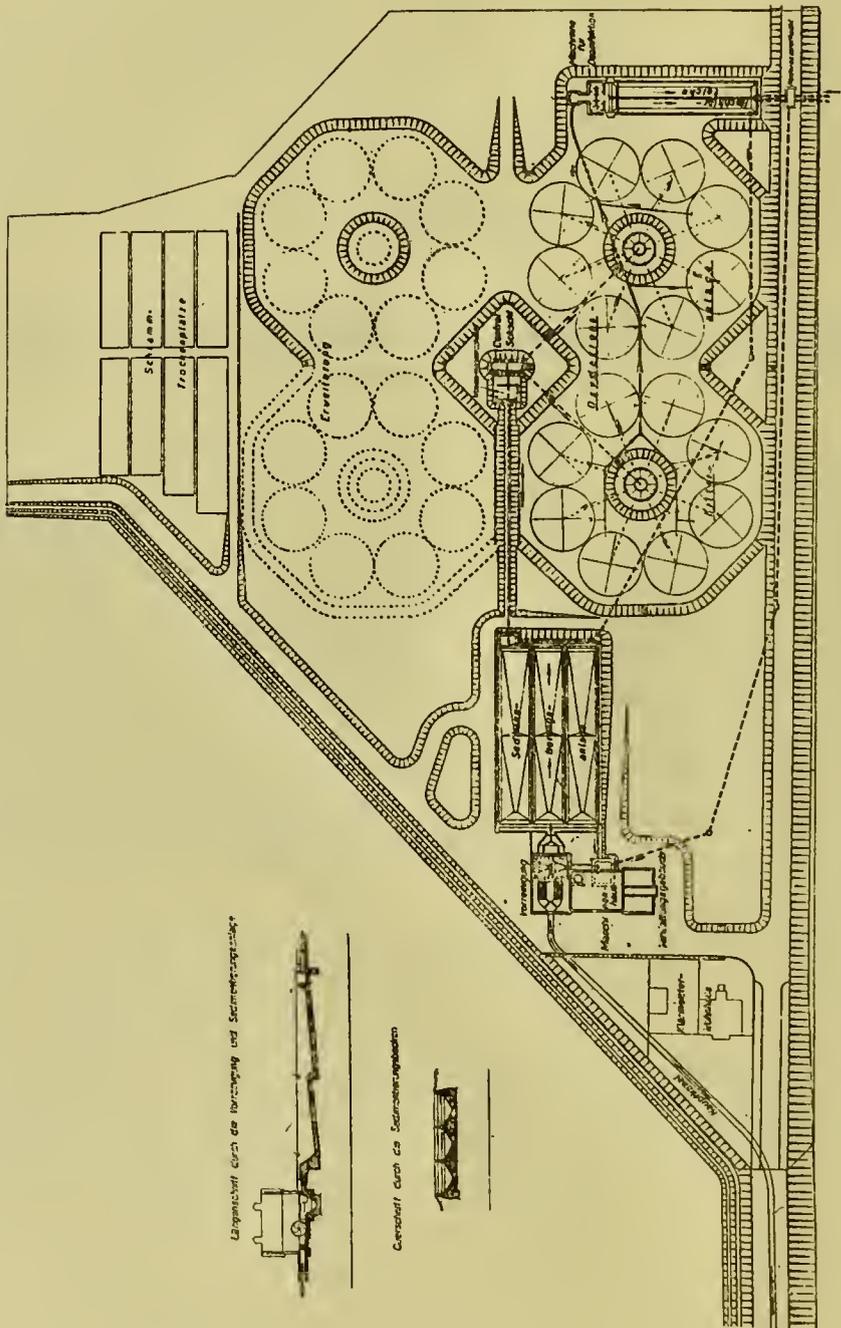


Fig. 24. — Station d'épuration des eaux d'égout de la ville de Gleiwitz.

temps sec, et de 12 millimètres par seconde dans le cas de forte pluie; on a ainsi disposé 5 bassins ayant chacun une section de 14 mètres carrés. La longueur de chaque bassin

est de 45 mètres, sa largeur à la partie supérieure est de

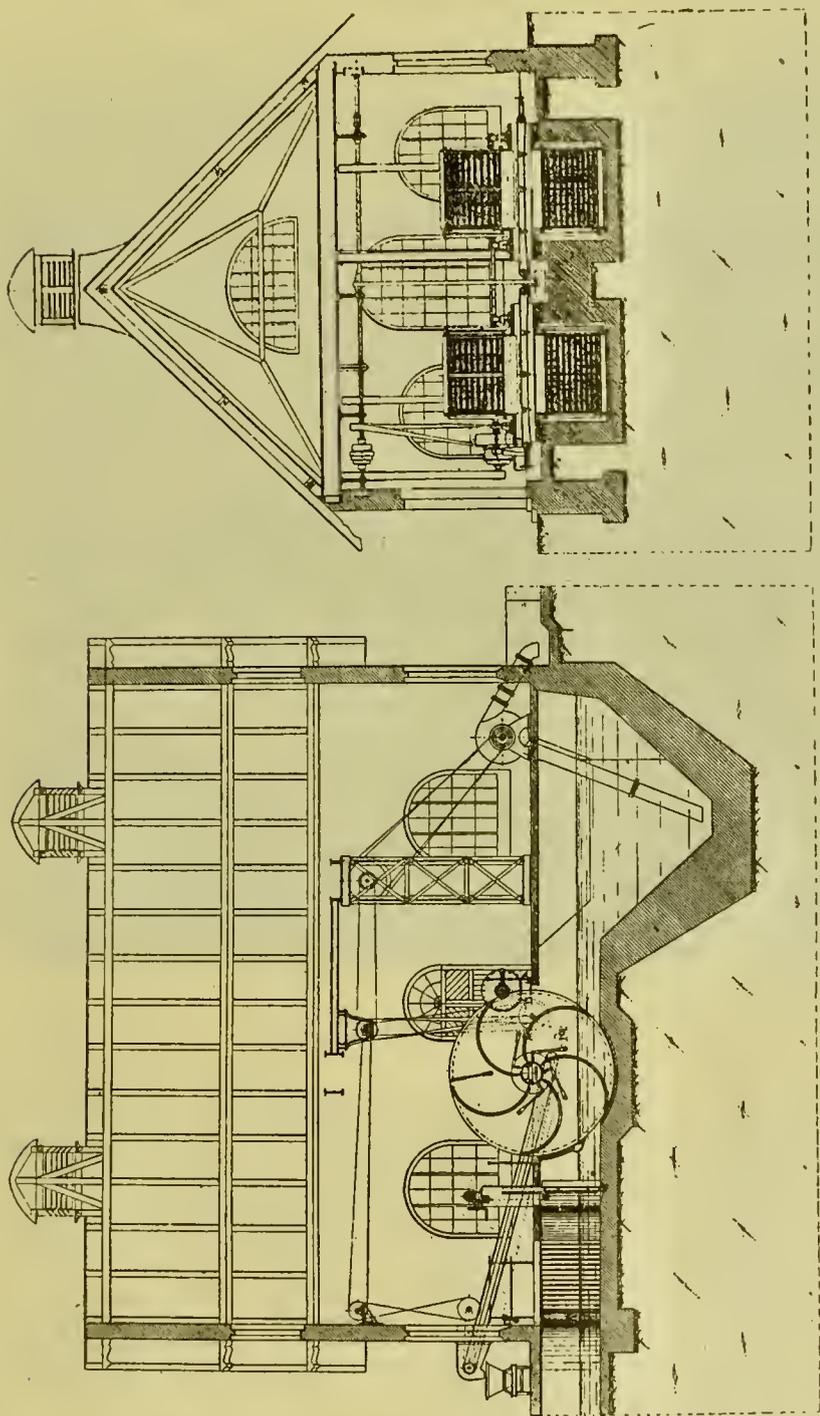


Fig. 22. — Station d'épuration des eaux d'égout de Gleiwitz. — Grilles rotatives système Geiger.

8 mètres. La vidange des boues se fait par voie pneumatique. On laisse écouler l'eau jusqu'au niveau des boues, on

aspire les boues dans un réservoir et on les envoie, au moyen de l'air comprimé, sur les emplacements où elles doivent se dessécher.

Les lits bactériens percolateurs sont au nombre de 16 : ils sont de forme ronde, de 16 mètres de diamètre et de 1 m. 70 de hauteur, et sont alimentés par des sprinklers rotatifs. Ils

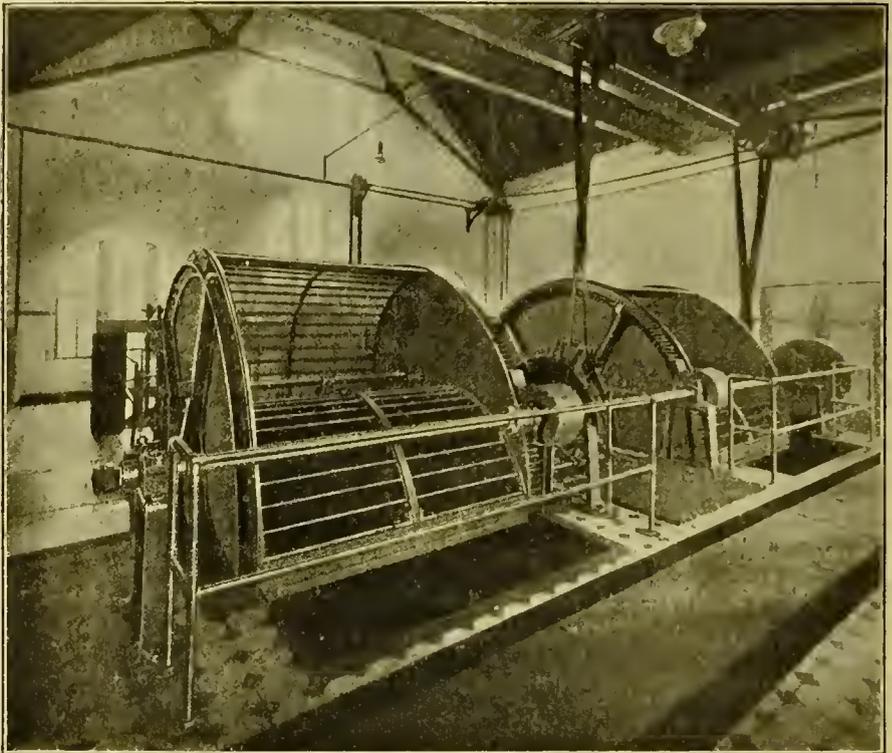


Fig. 25. — Station d'épuration des eaux d'égout de Gleiwitz. — Grilles rotatives.

fonctionnent en deux groupes de huit, et deux autres groupes supplémentaires semblables sont prévus en cas d'agrandissement. Chaque groupe est desservi par une chambre centrale à huit compartiments (fig. 24). Les sprinklers employés sont de divers types : Beck et Henckel, Geiger, etc....

Le bassin de clarification complémentaire a 55 mètres de longueur, 2 m. 50 de profondeur et il est divisé longitudinalement en deux parties.

Cette installation a été soumise, à plusieurs reprises, à un contrôle chimique qui a donné les résultats suivants :

L'examen du fonctionnement des bassins de décantation a

montré que l'eau à la sortie a perdu environ la moitié de ses matières en suspension et le tiers de son oxydabilité au per-

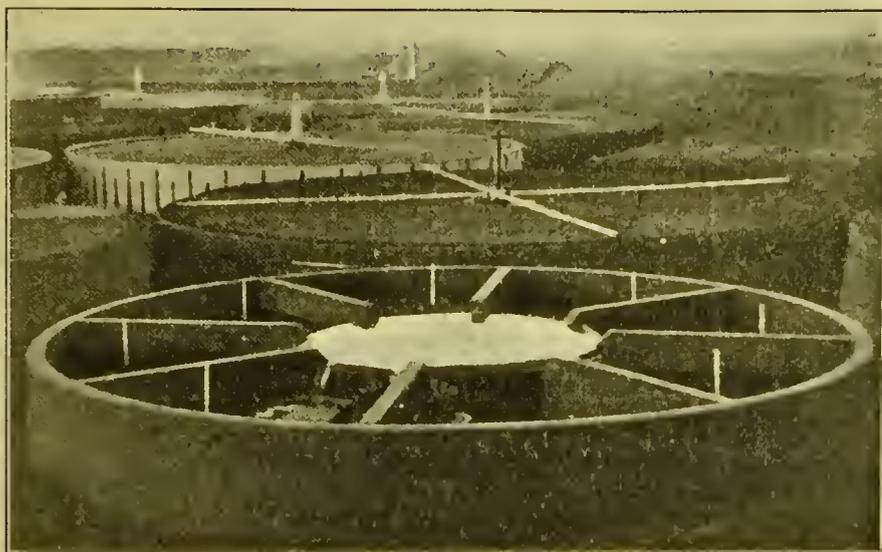


Fig. 24. — Station d'épuration des eaux d'égout de Gleiwitz.
Lits bactériens percolateurs.

manganate ; il y a en outre formation abondante d'ammoniaque.

	Eau brute. —	Effluent des bassins. —
Aspect et odeur	trouble, un peu jaunâtre.	trouble, un peu jaunâtre, pres- que sans odeur.
Résidu sec en mg. par litre	955	885
Résidu après calcination par litre	695	705
Perte au rouge par litre.	260	180
Chlore par litre	128	121
Oxydabilité au perman- ganate en mg. par litre.	129,5	109
Ammoniaque libre par litre	55	42
Azote albuminoïde par litre	12	4
Matières en suspension par litre	157	66

Un nouveau contrôle a été fait le 21 septembre 1911 pour établir la composition des eaux aux divers points de l'installa-

tion. Les résultats obtenus sont réunis dans le tableau suivant :

EN MILLIGRAMMES PAR LITRE	Avant les grilles.	Après les grilles.	Après les pompes.	Après la décantation.	Sprinkler 1 Beck.	Sprinkler 5 Geiger.	Sprinkler 4 Geiger.
Matières en suspension . . .	1751,5	670,8	485,1	96,5	25,9	59,4	49,5
Résidu sec total	1202,0	1240,0	1050,0	890,0	790,0	818,0	814,0
Résidu après calcination . . .	724,0	744,0	650,0	560,0	654,0	680,0	696,0
Perte au rouge	478,0	496,0	420,0	550,0	156,0	158,0	118,0
Chlore	170,4	170,4	158,4	158,4	154,9	127,8	154,9
Ammoniaque libre	105,8	107,2	86,0	40,9	12,9	19,8	25,9
Azote albuminoïde	26,7	22,5	17,8	15,7	6,2	4,7	6,2
Oxydabilité au permanganate.	442,4	407,6	528,6	202,2	95,5	91,0	112,5

EN MILLIGRAMMES PAR LITRE	Sprinkler 5 Freund.	Sprinkler 6 Freund.	Sprinkler Société de Berlin	Sprinkler Société de Berlin.	A la sortie de l'installation.	Eau de la rivière amont.	Eau de drain- nage des boues.
Matières en suspension . . .	26,4	24,5	28,9	29,7	17,6	55,1	2,7
Résidu sec total	780,0	860,0	796,0	804,0	848,0	810,0	2026,0
Résidu après calcination . . .	620,0	726,0	666,0	696,0	714,0	616,0	1462,0
Perte au rouge	160,0	154,0	150,0	108,0	154,0	194,0	564,0
Chlore	127,8	120,7	127,8	120,7	129,1	120,7	127,8
Ammoniaque libre	24,5	16,4	15,6	19,8	21,8	18,4	116,0
Azote albuminoïde	6,5	4,7	5,5	4,7	5,5	6,7	20,5
Oxydabilité au permanganate.	112,5	91,0	69,5	107,4	116,5	225,7	245,9

Les boues ont été également analysées. A l'état frais, elles renferment 90,72 pour 100 d'eau. Après un mois de séjour sur les lits de drainage, la teneur en eau s'abaisse à 7,215 pour 100; cette boue desséchée à l'air renferme 0,5145 pour 100 de potasse, 0,089 pour 100 d'acide phosphorique et 1,84 pour 100 d'azote.

Les analyses qui précèdent montrent que l'épuration mécanique préalable au moyen des tamis circulaires enlève environ les deux tiers des matières en suspension. A la sortie des bassins de décantation, les eaux ne renferment plus que la septième partie des matières en suspension qui ont échappé aux tamis circulaires. En même temps l'ammoniaque libre,

l'azote albuminoïde, l'oxydabilité au permanganate diminuent de plus de moitié. A la sortie des lits percolateurs, les matières en suspension ne représentent plus que 2 à 4 pour 100 de la quantité initiale, l'oxydabilité au permanganate a diminué des trois quarts, ainsi que l'ammoniaque libre et l'azote albuminoïde. Cette eau peut être rejetée sans inconvénients dans la rivière, d'autant plus que l'analyse montre que l'eau de cette rivière est plus impure que celle qui s'écoule des lits percolateurs.

Le coût de l'installation a été le suivant :

Épuration mécanique et bâtiments d'exploitation.	Mk.	185 510,45
Bassins de décantation.		127 551,79
Lits bactériens percolateurs.		256 258,95
Canal d'évacuation et étang de clarification . .		120 445,11
Dispositifs de dessiccation des boues		8 185,85
Chemins		8 001,71
Maisons d'habitation		18 682,64
	Mk.	<u>704 412,18</u>

Les dépenses totales faites pour la canalisation d'adduction des eaux se sont élevées à 4 150 000 marks.

Les dépenses d'exploitation pendant l'année 1911-1912 ont été les suivantes :

Intérêt 4,9/40 ‰ sur 695.000 Mk	Mk.	29 565,71
Amortissement 1 1/2 ‰ sur 695.000 Mk		10 425,00
		<u>59 990,71</u>
Total		59 788,71
Appointements et salaires.		7 200,00
Entretien de l'installation		18 990,00
Fonctionnement de l'installation.		12 180,00
		<u>38 370,00</u>
Total général. . . Mk.		78 458,71

Pour un nombre d'habitants de 67 800, on voit que les dépenses par habitant se sont élevées à 4 mk, 15, y compris l'intérêt et l'amortissement, et à 0 mk. 57 en laissant de côté ces deux derniers postes. Pour un volume total d'eau traitée de 1 460 000 mètres cubes, les frais ont atteint 5 pf. 55 par mètre cube.

Un nouveau contrôle a été fait le 30 octobre 1912 et il a donné les résultats réunis dans le tableau suivant :

1. — Déterminations analytiques.

EN MILLIGRAMMES PAR LITRE	AVANT LES TAMIS CIRCULAIRES	APRÈS LES TAMIS CIRCULAIRES	APRÈS LES BASSINS DE DÉCANTATION	APRÈS LES SPRINKLERS 1 ^{re} PARTIE BÉTON ARMÉ	APRÈS LES SPRINKLERS 2 ^e PARTIE 1 ^o f	APRÈS LA CLARIFICATION COMPLÉMENTAIRE	L'EAU DE LA RIVIÈRE 50 PAS EN AMONT DU RÉSERVOIR
	1	2	3	4	5	6	7
Réaction	faib. alcaline	faib. alcaline	faib. alcaline	neutre	neutre	neutre	neutre
Odeur	fécaloïde	fécaloïde	faib. fécaloïde	terreuse	faib. terreuse	très faib. terreuse	presque nulle
Aspect	brun, trouble grosses matières en sus- pension	brun, jaune trouble fines matières en sus- pension	jaune, trouble plus transpa- rent que 2	légère- ment jaunâtre faibl. trouble	comme 4	comme 4	comme 4
Matières en sus- pension	2112,8	785,2	242,4	69,2	57,6	57,6	75,2
Résidu sec de l'eau filtrée	1257,2	1260,4	1056,8	966,4	814,0	810,4	2516,8
Perte au rouge	400,0 soit 35,08%	588,8 soit 50,85%	285,2 soit 26,59%	218,4 soit 22,60%	184,0 soit 20,15%	156,4 soit 15,4%	507,6 soit 15,5%
Oxydabilité	105,5	100,0	66,0	16,8	12,7	14,8	7,1
Ammoniaque	50,0	50,0	50,0	50,0	50,0	24,0	5,0
Chlore	262,2	279,4	226,0	184,1	175,1	157,9	914,5
Hydrogène sulfuré	présence	traces	0	0	0	0	0
Acide nitreux	0	0	0	présence	forte réaction	présence	traces
Acide nitrique	0	0	0	présence	présence	présence	traces

2. — Essai de putrescibilité par la méthode Spitta et Weldert
(Décoloration du bleu de méthylène par l'action réductrice des matières putrescibles).

6 = pas de transformation. 0 = décoloration totale.
5 à 1 = degrés intermédiaires.

	1		2		3		4		5		6		7	
	NON FILTRÉ	FILTRÉ												
14 oct. après-midi.	0	2	0	5	2	4	4	5	4	5	4	5	5	6
15 — matin . . .	0	0	0	0	0	0	4	4	5	5	5	5	4	4
15 — soir . . .	0	0	0	0	0	0	4	4	5	5	5	5	2	4
16 — matin . . .	0	0	0	0	0	0	2	5	2	4	2	5	1	4
16 — soir . . .	0	0	0	0	0	0	2	5	2	4	2	5	1	4
17 — matin . . .	0	0	0	0	0	0	2	5	2	4	2	5	1	4
17 — soir . . .	0	0	0	0	0	0	2	5	2	4	2	5	1	4
18 — matin . . .	0	0	0	0	0	0	2	5	2	4	2	5	1	4
18 — soir . . .	0	0	0	0	0	0	2	5	2	4	2	5	1	4
19 — matin . . .	0	0	0	0	0	0	2	5	2	4	2	5	1	4

Ces chiffres montrent que l'épuration des eaux de la ville de *Gleiwitz* s'effectue d'une manière très satisfaisante avec l'installation actuelle.

Köpenick⁽¹⁾. — Les essais préliminaires effectués sur les eaux résiduaires de la ville de *Köpenick* ont montré que ces eaux pouvaient être épurées d'une façon satisfaisante par un traitement par le charbon en poudre et le sulfate d'alumine⁽²⁾. L'installation définitive construite sur ces bases comprend trois grands bassins de clarification et des emplacements pour la dessiccation des boues, qui sont ensuite brûlées à l'usine électrique voisine.

Les eaux d'égout de la ville sont mélangées de beaucoup d'eaux industrielles et ne sont pas particulièrement putres-

⁽¹⁾ D'après WELDERT et RECHLE. *Mittel. d. Kgl. Prüfungsanst. f. Wasservers. und Abwässerbeset.* zu Berlin, n° 16, 1912, p. 1 à 46 et *Gesundheits Ingenieur*, 1912, n° 50, p. 940.

⁽²⁾ *Ces Recherches*, 5° vol., p. 104.

clarifiées d'une manière satisfaisante par le charbon en poudre ;

2° Les eaux ne deviennent imputrescibles que dans le dernier quart des bassins ;

5° Il serait nécessaire de réduire le charbon en poudre plus fine afin d'éviter sa précipitation dans les dix premiers mètres de la longueur du bassin ;

4° La durée de la clarification est sensiblement plus longue qu'avec le travail ordinaire en tours, mais les grandes dimensions des bassins assurent un mélange plus parfait ;

5° Les neuf dixièmes des boues se déposent dans les 70 premiers mètres du bassin ; le reste se dépose dans le dernier quart, dans lequel l'eau devient imputrescible ;

6° Une réduction sensible dans la longueur des bassins ne pourrait qu'avoir une influence défavorable sur la clarification ;

7° La composition chimique des boues est assez constante, seule la teneur en eau varie ;

8° Les boues se dessèchent parfaitement sur place et peuvent être alors très aisément brûlées en mélange avec du charbon ;

9° La clarification et la combustion des boues ne donnent naissance à aucune odeur désagréable.

CHAPITRE XI

LES PROGRÈS DE L'ÉPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX D'ÉGOUT AUX ÉTATS-UNIS ET AU CANADA

Aux États-Unis la plupart des villes sont situées sur le bord d'un fleuve ou d'une rivière, d'où elles tirent leur eau d'alimentation. Aussi l'épuration des eaux d'égout est-elle devenue indispensable et les stations d'épuration augmentent-elles de nombre très rapidement.

Nous avons réuni dans le tableau ci-après les caractéristiques de quelques nouvelles stations d'épuration de diverses importances.

Une remarque qui s'impose tout d'abord est que la plupart des nouvelles stations sont construites en prévision de l'accroissement assez rapide de la population desservie par les égouts. Ainsi par exemple *Fitchburg* est une ville qui comptait, en 1912, 57 826 habitants. Des décanteurs Imhoff ont été établis pour 55 000 habitants et des lits bactériens pour 40 000 habitants. De plus, des emplacements sont réservés pour pouvoir traiter 25 000 m³ d'eau d'égout par jour, le débit actuel étant estimé à 18 000 mètres cubes.

Les eaux passent généralement au travers de grilles à barreaux espacés de 57 millimètres. Quelquefois, comme à *Bellefontaine*, il y a deux sortes de grilles, l'une à barreaux espacés de 57 millimètres, l'autre de 25 millimètres.

Pour le traitement préliminaire on ne construit que des bassins de décantation ou de réduction Imhoff. A *Fort-Logan* seulement on a établi un « *hydrolytic-Tank* ». La durée de séjour des eaux dans ces fosses, où l'on évite l'action septique par des vidanges fréquentes des boues, varie de 2^h,50 à

VILLE	POPULATION (habitants).	MÈTRES CUBES d'eau d'égout prévu à traiter.	TRAITEMENT PRÉLIMINAIRE	ÉPURATION
<i>Albany</i>	100 859	110 000	Décanteurs Imhoff	Pas d'épuration provisoirement.
<i>Atlanta</i>	11 500	10 260	Décantation	Lits percolateurs à pulvérisateurs.
<i>Bedford</i>	8 500	2 700	—	— Bassin à humus, 2 h. 1/2.
<i>Bellefontaine</i>	600	480	—	Lits de contact. Irrigation.
<i>Columbus</i> (École de jeunes filles aux environs de)	57 826	18 160	Décanteurs Imhoff	Lits percolateurs à pulvérisateurs.
<i>Fitchburg</i>	545	545	Hydrolytic Tank	Filtres à sable. Désinfection.
<i>Fort-Logan</i>	900	900	Bassin de réduction	Bassin à humus.
<i>Great Lakes</i>	6 000	2 700	Décanteurs Imhoff	—
<i>Lebanon</i>	2 000	500	—	Bassin à humus, 1 h. 1/2.
<i>Ligonier</i>	5 000	2 600	Décantation	— Désinfection.
<i>Norristown</i> (asile d'aliénés)	12 000	2 700	—	—
<i>Phœnix</i>	2 560	2 560	Bassin de réduction	Pas d'épuration provisoirement.
<i>Polk State Institution</i>	980	1 155	—	Lits percolateurs à pulvérisateurs.
<i>Westersville</i> (asile d'aliénés)	—	—	—	Bassin à humus. Désinfection.

12 heures. On a ajouté à la station de *Great Lakes* un filtre anaérobie à la suite du bassin de réduction.

Presque partout l'épuration de l'effluent décauté s'opère sur des lits percolateurs et la distribution est obtenue par des bees pulvérisateurs. Cependant à *Bellefontaine* on a préféré les lits de premier contact, l'effluent de ces lits devant aller à l'irrigation. A signaler la station de *Phoenix* où on ne pratique pas l'épuration pour le moment, le pays étant inhabité et la rivière dans laquelle les eaux décautées se déversent n'étant pas utilisée comme source d'eau d'alimentation. Il en est de même pour celle d'*Albany* où les eaux décautées seront rejetées dans la rivière Hudson.

Les lits percolateurs ont de 2 à 5 mètres de hauteur de matériaux assez gros (25 millimètres au minimum); aussi a-t-on dû établir

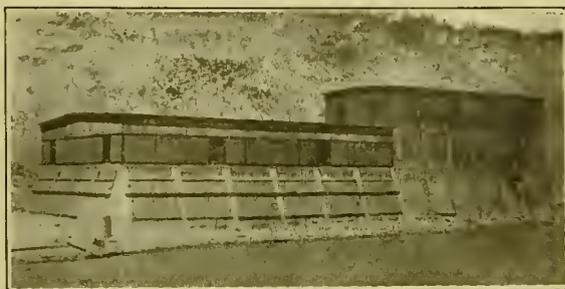


Fig. 25. — Station d'épuration des eaux usées de l'École navale des Grands Lacs.

des bassins de décauté de l'effluent, dits bassins à humus ou à films. L'alimentation des lits est le plus souvent continue; cependant à *Fort-Logan* et à *Bedford* on a installé des réservoirs de chasse pour obtenir des déversements intermittents. On se propose d'en faire de même à *Fitchburg*.

Pour une petite station d'école industrielle de filles, aux environs de *Columbus*, on a poussé l'épuration plus loin encore en filtrant au sable l'effluent des lits percolateurs. Dans cette station, comme dans celles de *Ligouier*, de *Norristown*, de *Polk State Institution* et de *Wesnersville*, l'effluent est désinfecté au chlorure de chaux avant son rejet à la rivière.

Des lits de gravier et de pierres cassées ont été prévus partout pour l'égouttage et le séchage des boues.

La petite station navale de *Great Lakes*, sur le lac Michigan, est complètement enfermée dans des bâtiments (fig. 25).

Nous avons déjà signalé que les villes américaines n'hésitaient pas à faire précéder leur projet d'épuration des eaux d'égout d'études dans une station d'expérience. Un nouvel

exemple nous est donné par *Akron (Ohio)* où l'on a consacré 47500 francs à une station d'essais. Le programme des recherches était le suivant :

1° Déterminer si les eaux résiduaires industrielles doivent être épurées avec les eaux d'égout ou séparément ;

2° Choisir le procédé de traitement préliminaire le meilleur et le plus économique tant au point de vue du fonctionnement qu'au point de vue de l'épuration ;

3° Rechercher le meilleur traitement des boues ;

4° Rechercher la capacité de dilution de la rivière par rapport aux effluents des diverses étapes de l'épuration ;

5° Rechercher la possibilité de l'utilisation des matériaux locaux pour la construction des lits bactériens ;

6° Rechercher les moyens efficaces pour prévenir les odeurs se dégageant des lits bactériens.

Les essais furent faits en parallèle sur de simples décanteurs, des décanteurs IMHOFF, DORTMUND, fosses septiques, lits percolateurs, lits de contact, lits à boues, etc. On opéra sur 227 mètres cubes par jour d'eaux pompées dans les égouts. De ces expériences on a tiré les données générales pour l'établissement du projet définitif qui comprendra :

1° Une petite fosse pour retenir les sables ;

2° Deux fosses à décantation d'une capacité équivalant à un débit de 2 h. 1/2 avec lits à boues correspondant à une accumulation de 500 kilogrammes de boues par 1000 mètres cubes d'eau traitée ;

3° Un lit percolateur fonctionnant avec un débit de 2240 litres par mètre carré de surface ;

4° Des bassins pour la décantation de l'effluent des lits pour le débit de 2 heures avec un dispositif pour recueillir et sécher 110 kilogrammes de boues par 1000 mètres cubes d'effluent final.

Le rapport indique la composition de l'eau d'égout brute, la nécessité de fosses de retenue pour les sables, l'absence de complication du fait des eaux résiduaires industrielles, les résultats relatifs à la décantation et au traitement des boues, la possibilité d'employer les lits bactériens percolateurs avec bees pulvérisateurs fixes et l'utilité du bassin de décantation pour l'effluent des lits percolateurs.

Pollution de la baie de New-York ⁽¹⁾.

Depuis 1909 la Metropolitan Sewerage Commission de New-York a entrepris des recherches nombreuses sur la pollution de la baie et sur les moyens de la prévenir. La question est de grande importance, car la population s'accroît avec une rapidité inouïe et la pollution augmente progressivement. Ainsi New-York comptait, en 1890, 2 500 000 habitants et en 1905, 4 000 000; aussi on estime que la population de la ville et du district métropolitain atteindra, en 1940, 9 à 12 millions d'habitants.

Pendant l'été de 1911, on préleva en divers endroits de la baie et dans les rivières qui s'y jettent des échantillons d'eau dont on estima la pollution par la réduction de l'oxygène dissous. Prenant le point de saturation égal à 100 pour 100, on trouva les nombres comparatifs suivants :

<i>Lower New York bay</i>	98	pour 100
<i>Long Island Sound, near Throgs Neck</i>	96	—
<i>Hudson River, a few miles above Manhattan Island</i>	81	—
<i>Narrows</i>	75	—
<i>Upper East river</i>	71	—
<i>Kilt van Kull</i>	66	—
<i>Hudson River to north of Manhattan Island</i>	64	—
<i>Upper New York bay</i>	65	—
<i>Lower East river</i>	55	—
<i>Newark bay</i>	54	—
<i>Harlem river</i>	42	—

Et le pourcentage d'oxygène fut encore plus bas en 1912.

Le président de la « Metropolitan Sewerage Commission », GEORGE A. SOPER, a résumé dans une communication à « l'American Public Health Association », les résultats d'une enquête entreprise pour déterminer les limites permises de pollution de la baie de New-York par les eaux d'égout. Cette enquête fut conduite par huit experts spécialistes, anglais et américains, comprenant deux chimistes, un épidémiologiste,

(1) *Eng. Rec.*, 28 sept. 1912, p. 554; 25 nov. 1912, p. 569; 26 avril 1915, p. 475. *Preliminary Reports*, VII Critical reports of GILBERT, J. FOWLER and JOHN D. WATSON.

un ingénieur sanitaire, un ingénieur civil, un hygiéniste, un inspecteur d'hygiène et un biologiste, qui devaient répondre à un questionnaire détaillé sur l'opportunité d'établir un type de pureté des eaux de la baie.

Tous les experts ont considéré qu'on devait établir des types provisoires. Ils en ont proposé plusieurs, mais aucun n'était formulé en termes d'analyses chimiques ou biologiques. Tous sont basés sur l'apparence de l'eau, le type de pureté devant répondre à la définition de l'eau propre.

Actuellement il apparaît au voyageur de passage à New-York que la limite de pollution permise est atteinte. Les eaux sont évidemment très polluées par les eaux d'égout. La considération du taux de morbidité et de mortalité permettrait peut-être de donner une mesure de la nature défectueuse des conditions de la baie; mais il y a lieu aussi de tenir compte de ce qui peut offenser les sens, cela n'étant pas sans une influence indirecte sur la santé. La civilisation doit apporter un remède capable d'assurer le confort, le bonheur et le bien-être du public, des habitants comme des passagers.

En général, les experts ont pensé qu'il ne serait pas pratique de maintenir les eaux de l'intérieur de la baie assez propres pour qu'on puisse s'y baigner sans aucun danger, mais il a paru possible et désirable de protéger certains endroits pour les bains près de la mer et d'accès facile au public. Cependant comme on se baignera dans la baie, malgré les prescriptions qui peuvent être publiées, et que nombre d'individus y vivent, il y a lieu de faire en sorte que les eaux le long des côtes soient aussi propres que possible.

Tous les experts considèrent qu'il serait impraticable de garder les eaux de la baie intérieure assez propres pour la culture des huîtres, mais près de la mer, certains bancs peuvent être protégés. Il ne paraît pas que l'industrie ostréicole soit d'une importance suffisante pour justifier la construction de travaux très coûteux en vue d'éviter que les eaux de la baie contaminent les pares à coquillages. Du reste la pollution produite par la multitude de bateaux qui sillonnent la baie rendrait toute mesure inefficace. Il y aurait donc lieu de supprimer tous les pares situés dans le district métropolitain.

On ne devrait jamais rencontrer, si ce n'est dans le sillage

des bateaux, de matières solides visibles dans les eaux de la baie. On pourrait tolérer quelques taches huileuses, mais la boue et les dégagements de gaz de putréfaction doivent être supprimés.

En résumé, la commission a recommandé officiellement pour protéger les eaux de la baie de *New-York* les prescriptions suivantes :

1° Les ordures, déchets et matières solides reconnus comme provenant des eaux d'égout, ne seront visibles en aucun point de la baie.

2° La coloration marquée ou la turbidité due aux eaux d'égout et aux eaux résiduaires industrielles, le dégagement de gaz, les taches huileuses, l'odeur ou les dépôts ne peuvent être tolérés, si ce n'est peut-être au voisinage des points de déversement et alors seulement en telle importance et en de tels endroits que les autorités ayant la juridiction des conditions sanitaires de la baie puissent les considérer comme inoffensifs.

3° Le déversement d'eau d'égout ne contribuera pas à la formation de dépôts capables de gêner la navigation.

4° Sauf au voisinage immédiat des quais, jetées et débouchés d'égouts, l'oxygène dissous dans l'eau ne sera pas en proportion inférieure à 5 centimètres cubes par litre d'eau (avec 60 pour 100 d'eau de mer et 40 pour 100 d'eau douce et à la température extrême de l'été, 26°,5 C., 5 centimètres cubes d'oxygène par litre correspondant à 58 pour 100 de la saturation). Près des quais et des jetées il y aura toujours dans l'eau une quantité d'oxygène suffisante pour prévenir toute nuisance par les odeurs.

5° La qualité de l'eau aux endroits convenables pour les bains ou le parquage des huîtres devra être égale à celle des eaux de boisson au point de vue de la teneur en microbes. Il ne serait pas pratique de maintenir un degré de pureté aussi parfait dans les *Détroits* et dans le *Arthur Kill*. Dans les parties basses de la baie et ailleurs, les bains et la récolte des coquillages ne peuvent être considérés comme inoffensifs qu'à partir de 1600 mètres du débouché des égouts.

Dans un premier rapport préliminaire la Commission a envisagé les voies et moyens pour collecter toutes les eaux

d'égout de *New-York City* en un point d'où elles seraient déversées en mer. Le point le plus convenable pour le débouché des égouts dépend du volume des eaux et de l'utilité des terrains sur le bord de la mer aux environs, et plus le volume sera grand, plus le débouché devra être loin des côtes. Il y a lieu aussi de considérer le dépôt des matières solides pour éviter les odeurs de putréfaction, si le déversement doit être continu ou intermittent, et l'action des marées. Il faudrait aussi penser à réunir les eaux d'égout produites par le district de *New Jersey* comme celui de *New-York* dans un rayon de 55 kilomètres.

C'est seulement dans l'Atlantique que les eaux pourraient être rejetées. Elles seraient passées au travers de grilles avant d'être pompées. La longueur des égouts serait telle que les eaux arriveraient au débouché dans un grand état de décomposition, répandant par suite plus d'odeurs que les eaux fraîches. Il serait donc nécessaire d'éloigner le débouché des égouts le plus possible de la côte, probablement de 10 à 17 kilomètres.

L'expérience montre que l'eau d'égout se mélange lentement avec l'eau de mer. Probablement, au débouché des égouts, les eaux s'élèveront en une colonne jusqu'à la surface de la mer et le mélange se fera en partie par les courants de marée, en partie par la force du vent et en partie par l'agitation des vagues. Des recherches ont été faites en 1906 lorsque les ordures ménagères de *New-York*, maintenant traitées à *Barren Island*, étaient rejetées en mer à 26 kilomètres de la côte. Ces ordures restaient en amas formant des champs ou banquettes pendant de longues périodes de temps. Dans les conditions normales de vent et de marée, elles se déplaçaient avec une vitesse approximative maximum de 5 km. 500 par heure. Il en résultait une souillure des côtes sur une longueur de 90 kilomètres, le long de *Long Island*, et de 155 kilomètres le long de la côte de *New Jersey*. Les matières flottantes étaient même ramenées dans la baie intérieure de *New-York*.

L'examen de la côte de *New-York* et de *New Jersey* montre que la profondeur de l'eau est supérieure à 56 mètres, et comme le fond de la mer est constitué par du sable, la construction du tunnel amenant les eaux d'égout serait très difficile et très coûteuse. Aussi le projet visant à rejeter des eaux

d'égout de New-York et de New Jersey à la mer est considéré par la Commission comme impraticable.

Si on ne considère que les eaux d'égout de New-York le problème est quelque peu simplifié, mais n'est pas pour cela rendu pratique.

La longueur du tunnel d'évacuation peut être diminuée sérieusement si on emmagasine temporairement les eaux sur la côte pour les décharger seulement à marée descendante. Mais en adoptant cette solution on ne peut plus songer à réunir les eaux d'égout des deux districts. Dans ce cas le débouché en mer serait à 9 kilomètres de la côte. On estime que le volume d'eau à évacuer en 1940 sera de 6 millions de mètres cubes par jour qui seraient déchargés en deux périodes de quatre heures chacune. Les bassins de dépôt et la station de pompage couvriraient une superficie de 100 hectares et auraient une profondeur de 6 mètres. Il faudrait 4 tunnels de 5 m. 40 de diamètre chacun, qui seraient parallèles les uns aux autres avec extrémités divergentes. La dépense atteindrait au moins 700 millions de francs. D'autre part, la Commission a envisagé la séparation des eaux d'égout.

Pour le traitement par irrigation terrienne il ne pourrait se faire qu'à *Long Island* où le sol est convenable, bas, plat, sableux et accessible. Il faudrait envoyer les eaux par pompage dans 5 conduites de 5 m. 70 de diamètre à une distance minimum de 55 kilomètres du centre de *New-York*. Au taux de 15 l. 5 par mètre carré et par jour il faudrait une superficie de terrains d'irrigation de 54200 hectares. Une telle superficie pourrait être trouvée à une distance de 90 kilomètres, de *Amityville* à *Guoque*. La dépense pour irriguer à *Long Island* serait estimée à 765 millions sans compter l'acquisition des terrains. Il y a d'autre part des obstacles insurmontables à l'exécution d'un tel projet. A côté des dépenses considérables d'installation et d'acquisition des terrains il serait nécessaire de supprimer des villes et des villages à moins d'employer des surfaces encore plus grandes. Un point plus important encore est la contamination possible des eaux souterraines, *Brooklyn* étant alimenté par des puits creusés dans la partie sud de *Long Island*.

Si l'on envisage maintenant l'épuration par décantation suivie d'oxydation sur lits bactériens, la dépense peut être

évaluée à 705 millions. D'après la Commission, l'épuration serait trop coûteuse pour les résultats pratiques qui en résulteraient.

Enfin la Commission émet l'avis qu'on peut entreprendre des travaux moins importants et moins coûteux, en s'inspirant des besoins de certaines localités, permettant d'atteindre le but poursuivi qui est de protéger la baie de *New-York* contre les souillures provenant du déversement des eaux d'égout.

En exécution de ce programme, le district métropolitain de *New-York* a été sectionné en cinq divisions. Les rapports concernant certaines divisions ont déjà paru.

Division Richmond. — La « division *Richmond* » comprend la partie Nord de *Staten Island*.

La population de l'île était en 1910 de 86 000 habitants; en 1940 elle sera probablement de 140 000 habitants, mais le projet ne prévoit qu'un réseau d'égouts desservant 65 520 habitants.

Le territoire est divisé en cinq parties dont les eaux d'égout seront traitées à 5 stations séparées, l'effluent final étant déversé dans la baie. Beaucoup d'égouts existant actuellement pourront être utilisés, mais la Commission recommande pour l'avenir de recueillir séparément les eaux d'égout et les eaux de surface. Le projet comporte l'installation de quelques stations de pompage automatique par l'électricité.

Le traitement prévu pour les eaux d'égout consiste dans le passage au travers de grilles à larges ouvertures et dans la décantation. Il est uniforme pour toutes les stations sauf pour la division « Quarantine ». La période de séjour dans les bassins de décantation sera de 2 à 5 heures. On a pensé que l'eau profonde et les forts courants le long des côtes du district seront suffisants pour opérer la diffusion et la digestion des eaux d'égout pour le volume rejeté par cette partie de l'île, si les eaux ont été traitées de la manière indiquée et si elles sont rejetées dans le courant à une profondeur d'au moins 9 mètres.

Aux stations de traitement, dans toutes les parties, on a prévu des fosses à sables retenant les eaux pendant 1 ou 2 minutes, où se trouveront des grilles. Il sera établi d'autres bassins de dépôts pour prévenir la venue de matières lourdes

dans le fond de la baie près des points de déversement. Ces bassins seront aussi construits avant les bassins de décantation qui, en principe, doivent servir à la retenue des matières organiques.

La boue déposée dans cette partie peut être traitée de différentes façons. Pendant un grand nombre d'années la quantité de boues sera relativement minime. Pour 1910, la boue digérée dans les bassins de décantation à deux étages des quatre subdivisions pour lesquelles ils sont projetés peut s'évaluer à 18 tonnes par jour.

Les stations seront situées de façon que la boue puisse être transportée par bateaux ou par chemin de fer. Il sera ainsi possible de la déverser sur la terre ou dans la mer. On pourra aussi l'incinérer avec les ordures ménagères dans des fours placés à proximité de la ligne de chemin de fer. Des sècheurs centrifuges seront installés aux stations pour sécher la boue et pour l'incinérer ensuite, le transport de la boue humide étant fait dans des wagons spéciaux.

Si la boue est rejetée à la mer, il faudra la réunir en un ou deux points pour éviter la construction de jetées et une perte de temps dans le chargement des bateaux. Dans le projet, toute la boue serait reçue dans des bassins situés à la station de *Stapleton*, d'où elle se déverserait par une canalisation sur la jetée municipale: on évitera ainsi la construction de nouvelles jetées.

Division de l'Hudson inférieure, de l'East River inférieure et de la baie. — Pour cette division la « Metropolitan Sewerage Commission » propose de construire à 5 milles au large (5 kilomètres environ) une île artificielle pour décanter une partie des eaux d'égout avant de les rejeter à la mer. Le rapport considère le traitement des eaux d'égout des parties basses de l'*Hudson* et de l'*East River* et de la division de la baie de *New-York* comprenant la majeure partie des agglomérations de *Manhattan* et de *Brooklyn*. Sur une distance de près de 6 km. 500 on trouve environ 50 débouchés déversant environ 1 million de mètres cubes d'eau d'égout par jour.

La Commission recommande de collecter les eaux d'égout qui, après passage dans des fosses à détritux à travers des

grilles se rendront à une station centrale de pompage qui les enverra sur un banc de sable à 5 milles au sud de *Coney Island* où, après traitement, elles sont rejetées à la mer. C'est, d'après le rapport, la solution présentant le moins de chance de danger.

Un siphon de 690 mètres de long réunirait les eaux d'égout de *Manhattan* à celles de *Brooklyn* au-dessous de l'East River. Ce siphon aurait un diamètre de 2 m. 65 et serait placé à 55 mètres au-dessous du niveau des basses eaux moyennes. Il est nécessaire que le siphon ne soit pas trop grand pour que les eaux aient un courant assez rapide afin d'éviter les dépôts de matières solides.

Les pompes devront élever les eaux de 8 m. 20 au-dessus des marées moyennes à environ 15 m. 50 dans l'île artificielle, avec un trajet de près de 19 kilomètres. Il est indiqué que les pompes pourront être actionnées par la vapeur produite en brûlant les ordures ménagères.

L'île est prévue en un point avantageux pour l'économie de la construction, la résistance à la destruction par les courants de marée et les tempêtes ; elle est située hors de la baie et elle ne présente aucun inconvénient au point de vue sanitaire. Dans un rayon de 1 mille (1600 mètres), la profondeur de l'eau varie suivant les marées de 2 m. 10 à 12 mètres, la moyenne étant d'environ 6 mètres. L'île serait rectangulaire avec le côté regardant la mer arrondi ; la surface serait d'environ 8 hectares et pourrait être agrandie suivant les besoins.

L'île contiendrait une station dans laquelle les eaux se décanteront pendant 2 heures. Les bassins seraient du type *Dortmund* modifié, semblables à ceux construits récemment à *Toronto (Canada)*. Il est prévu qu'on pourra additionner les eaux avec un coagulant avant la décantation. Les eaux seraient déversées vers le large par des canaux radiaux. Si cela était utile on pourrait aussi diluer les eaux d'égout avec leur volume d'eau de mer avant de les évacuer : ce mélange faciliterait la dispersion immédiate dans la mer, mais l'agitation et le renouvellement de grandes masses d'eau aux abords de l'île suffiront probablement.

Les boues déposées dans les bassins seraient chargées dans des bateaux et immergées en pleine mer.

Les dépenses sont évaluées à 114 570 000 francs, les charges annuelles y compris les intérêts de l'emprunt à 9 000 000 francs.

La Commission a demandé, sur ces projets, l'opinion de deux savants spécialistes anglais, M. FOWLER (de *Manchester*) et M. WATSON (de *Birmingham*), qui ont fait une enquête sur place. Ces opinions motivées ont été publiées dans le septième rapport préliminaire.

M. FOWLER reconnaît d'abord que le problème est très complexe, non seulement par suite de l'accroissement rapide de la population, mais encore par suite du manque de terrains, de leur grande valeur dans les environs de la baie de *New-York*, et du débit relativement très faible des rivières qui viennent se jeter dans la baie, de sorte qu'on ne peut guère compter sur les marées pour éloigner les eaux polluées. Il est cependant indispensable d'agir le plus rapidement possible car, dans les rivières *Hudson* et *East*, la pollution est visible par les nombreuses matières qui y flottent. On se demande dans quel état ces rivières seront en 1940 si on n'y apporte un remède.

Après avoir montré combien la salubrité dépend de cet état de choses (matières fécales flottantes couvertes de mouches, parcs à huitres infectés, bains pollués, bois flottants contaminés repêchés et portés dans les maisons), G. FOWLER fait ressortir que la question intéresse aussi le bien-être du public. Parmi les travaux d'embellissement tels que palais d'art, parcs et jardins, terrains de jeux, etc., l'éclat et la beauté des bords de l'eau doivent entrer en ligne de compte. Il faut ajouter que certaines conditions de bien-être, les innombrables établissements de bains, etc., ajoutent encore aux difficultés. La solution doit répondre à tous les desiderata, sanitaires, esthétiques, techniques et économiques. Enfin il faut considérer que la réputation d'un port est un facteur essentiel de sa prospérité commerciale. Il cite les exemples de *Manchester*, *Glasgow*, *Londres*. Il y a un certain nombre d'années les bords de la Tamise étaient inhabitables à *Londres*, tandis que maintenant la ville est une des mieux drainées et des plus salubres du monde.

La première question à traiter, à son avis, est celle des

égouts du bassin inférieur de l'*East river* et de l'*Hudson river*. On ne peut envoyer les eaux que dans l'île de *Ward* où elles seront débarrassées des plus grosses matières en suspension. Les 557 000 mètres cubes ainsi traités seront évacués dans les courants de marée à *Hill Gate*. Aucun autre procédé ne paraît applicable. La précipitation chimique sur un volume aussi considérable serait difficile et coûteuse ; l'épuration biologique naturelle ou artificielle ne pourrait se faire dans une contrée aussi peuplée.

Le projet de construction d'une île artificielle dans l'Atlantique mérite de retenir l'attention. Les eaux d'égout qui y seraient décantées pourraient être rejetées par un grand nombre de débouchés en mer à une profondeur inférieure à 12 mètres. Le déversement serait continu ; les boues seraient transportées au large par des bateaux analogues à ceux employés dans les mêmes conditions en Angleterre.

Comme conclusion, M. FOWLER conseille de traiter tout d'abord les eaux d'égout du district de *Harlem*, dans l'île de *Ward*. L'expérience ainsi acquise permettra d'établir les plans de construction de l'île artificielle.

M. WATSON déclare d'abord qu'il est temps de prendre une décision pour remédier à l'état déplorable des rivières qui se jettent dans la baie de New-York. Il a connu l'Hudson avec des eaux claires et il l'a retrouvé émettant des odeurs désagréables même au mois de novembre. Il est plus sévère que les autres experts et il pense que le taux de l'oxygène dissous dans l'eau de la baie et celle des rivières ne doit pas être inférieur à 70 pour 100 de celui de saturation.

Dans l'examen des quatre projets envisagés par la Commission il écarte à priori l'épuration biologique naturelle ou artificielle.

Le projet 5 qui prévoit des déversements multiples pourrait être envisagé, mais il pense que ce n'est qu'une demi-mesure et ses préférences vont au projet 4 (déversement direct à l'Océan de toutes les eaux d'égout, après décantation dans une île artificielle). Ce projet nécessiterait pour son exécution une dépense de 500 millions de francs qui peut paraître considérable ; mais il faut se rappeler qu'elle concerne une agglomération qui est estimée devoir atteindre 12 millions d'habi-

tants et bien de petites villes ont effectué des travaux coûtant beaucoup plus par habitant.

Baltimore ⁽¹⁾. — La ville de Baltimore a une population de 6 à 700 000 habitants. Elle est située sur les bords de la baie de *Chesapeake* qu'elle pollue par le rejet de ses eaux d'égout. Cette pollution est d'autant plus dangereuse que des pares à huîtres se trouvent situés à peu de distance.

En 1909 on décida la réfection complète du réseau d'égout

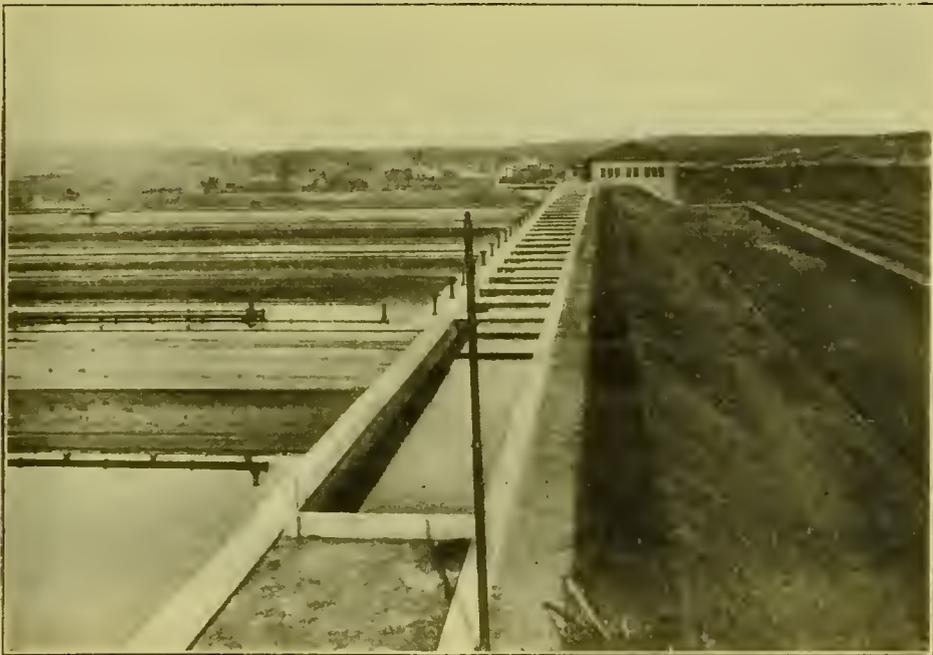


Fig. 26. — Baltimore. — Épuration biologique des eaux d'égout.

Au milieu, canal d'évacuation de l'effluent des bassins de décantation. — A gauche, un bassin de digestion, puis les bassins de décantation. — A droite, lits bactériens percolateurs.

en recueillant séparément les eaux usées et les eaux de pluie. Ces dernières sont évacuées sans aucun traitement dans la baie. Les eaux-vannes s'écoulent en partie par gravitation et le reste est pompé à une station d'épuration établie à environ 10 kilomètres de la ville. On estime que l'ensemble des travaux, lorsqu'ils seront achevés, coûtera environ 100 millions de francs.

⁽¹⁾ *Eng. Rec.*, 24 fév. 1912, p. 200. Les figures sont reproduites du rapport de la Sewerage Cie de 1902.

Cette station, la plus importante actuellement des États-Unis, est en cours de construction, mais une partie est déjà en fonctionnement (fig. 26).

Le projet primitif d'épuration établi par MM. R. HERING, S. M. GRAY et F. P. STEARNS comprenait des bassins de décantation, des lits percolateurs, des bassins de décantation secondaires et des filtres à sable intermittents.

Les filtres à sable ont été depuis abandonnés et, si cela est

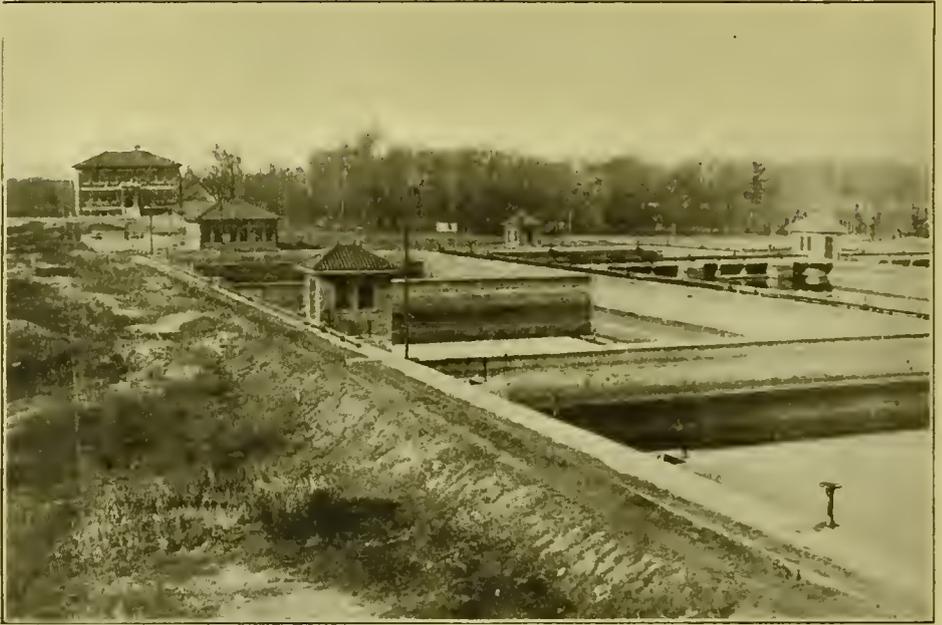


Fig. 27. — Baltimore. — Épuration biologique des eaux d'égout.
Bassins de digestion des boues. — Au fond le laboratoire.

reconnu nécessaire, l'effluent des lits bactériens sera traité par l'hypochlorite de chaux. Cependant l'utilité de ce traitement n'est considérée que comme une éventualité peu probable, car le point de déversement est à 22 kilomètres environ du parc à huitres le plus rapproché.

A leur arrivée à la station, les eaux d'égout passent au travers de grilles fixes à barreaux écartés de 21 millimètres, pour retenir les grosses matières qui seront retirées, au moins provisoirement, à la main.

Les eaux sont ensuite mesurées par un compteur VENTURI et déversées dans 3 bassins appelés improprement, croyons-nous, hydrolytic tanks, car ils ne sont en réalité que des

bassins de décantation. La durée de séjour des eaux y est de 8 heures et on évite l'action septique en évacuant fréquemment les boues. Pour cela l'eau qui surnage est pompée et les boues sont entraînées par un courant d'eau épurée dans un puisard et relevées dans 5 bassins de digestion (fig. 27) où elles séjournent un certain temps pour de là être déversées sur des lits de séchage.

La capacité de chaque bassin de décantation est de

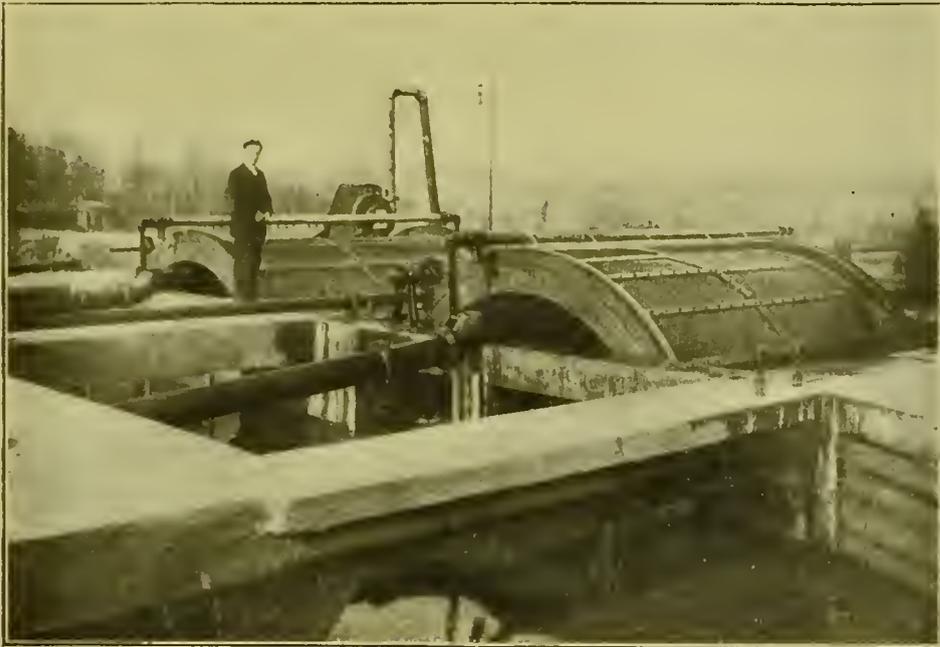


Fig. 28. — Baltimore. — Épuration biologique des eaux d'égout.
Grilles rotatives pour cribler l'effluent des bassins de décantation.

18 000 mètres cubes, celle de chaque bassin de digestion est de 6 550 mètres cubes environ.

Actuellement les boues sèches sont utilisées au remblayage. On recherche d'autres modes pratiques d'utilisation.

L'effluent décanté passe dans une chambre contenant deux grilles rotatives, de 3 m. 60 de long et 1 m. 80 de diamètre, recouvertes d'une toile métallique très fine (1600 mailles au pouce carré) pour retenir les très fines matières en suspension qui pourraient obstruer les becs pulvérisateurs. Ces grilles sont nettoyées automatiquement par des jets d'eau tombant à la partie supérieure (voir figure 28) entraînant les matières solides

dans une rigole qui les conduit dans les bassins de digestion.

L'eau passe alors dans une chambre de contrôle où le débit est régularisé et réparti sur les 4 lits à percolation (fig. 29).

Ces lits couvrent actuellement une surface de 4 hectares 40 ares qui doit être doublée. Ils ont une hauteur de 2 m. 55 et sont formés de pierres cassées en morceaux de 25 à 62 millimètres. Ils sont alimentés par des becs pulvérisateurs types MERRITT et TAYLOR, espacés de 4 m. 50.

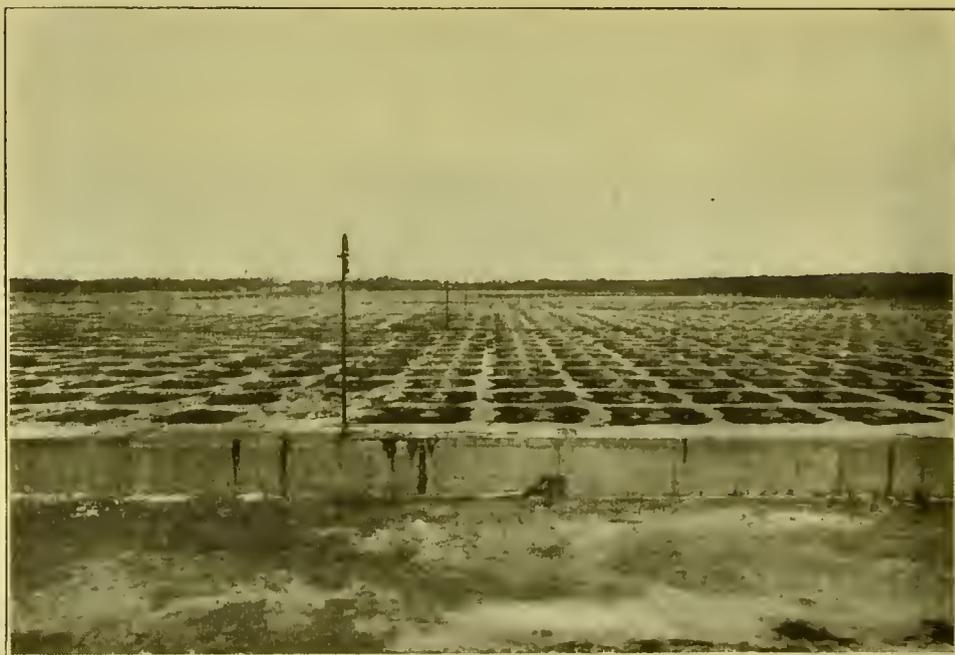


Fig. 29. — Baltimore. — Épuration biologique des eaux d'égout.
Lits bactériens percolateurs en hiver (février 1912).

Au point de déversement, on a utilisé la chute de 5 m. 40 pour produire la force nécessaire pour les divers appareils et pompes employés à la station.

Lethbridge (Alberta, Canada)⁽¹⁾. — La nouvelle station d'épuration des eaux d'égout de *Lethbridge* fut construite pour produire un effluent qu'on puisse désinfecter très économiquement. Elle comprend des grilles et fosses à sables, des bassins de décantation à écoulement continu, des lits percolateurs avec distributeurs rotatifs, des bassins à films ou à

⁽¹⁾ *Eng. Rec.*, 14 déc. 1912, p. 664.

humus, une chambre de mélange à l'hypochlorite de chaux et des lits pour le séchage des boues.

La ville de *Lethbridge* (12 000 habitants), est située sur les bords de la *Belly*, rivière d'un débit considérable, qui se réunit à la *South Saskatchewan river*. La ville puise son eau d'alimentation dans la rivière. Il en est de même des centres miniers situés en aval. C'est par suite de la persistance de nombreux cas de fièvre typhoïde dans ces centres qu'il a été reconnu indispensable de désinfecter les eaux d'égout de *Lethbridge*.

Ces eaux, assez diluées, se déversent dans la rivière à environ 400 mètres de la ville; la topographie locale permet de les traiter sans avoir à les pomper.

La méthode d'épuration adoptée a été choisie dans le but de réduire autant que possible les dépenses de désinfection. Les expériences sur la désinfection de l'eau d'égout tendent en effet à montrer : 1° la difficulté d'obtenir des résultats satisfaisants sans élimination de la plus grande partie des matières solides; 2° que pour désinfecter l'eau d'égout débarrassée de 70 pour 100 des matières en suspension, il faut employer environ 10 grammes de chlore par mètre cube; 3° que pour désinfecter l'eau d'égout bien oxydée et rendue chimiquement stable, il faut employer environ 5 grammes de chlore par mètre cube; 4° que si l'eau d'égout oxydée est abandonnée à la décantation pendant une heure, la quantité de chlore à employer par mètre cube peut être réduite à 1 gr. 5 ou 2 gr. pour obtenir une désinfection satisfaisante.

Les expériences ont été faites sur de petits volumes d'eau d'égout et les résultats concordent si bien avec ceux de PHELPS et autres expérimentateurs qu'on a pu, en adoptant les conclusions, évaluer le coût de la désinfection par an, pour traiter 11 550 mètres cubes par jour, comme suit :

Eau d'égout débarrassée de 75 0/0 des matières en suspension.	20 000 francs.
Eau d'égout épurée biologiquement et filtrée.	4 000 —

La différence capitalisée à 5 pour 100 représente 520 000 francs. Le coût des filtres est évalué à 150 000 francs.

D'après AIRD MURRAY, l'auteur de cette notice, lorsqu'on doit employer plus de 4 grammes de chlore par mètre cube, il y a intérêt à obtenir un effluent non putrescible. Il est

convaincu que, par suite de la difficulté de pénétration des corps solides même les plus petits par le réactif, il sera généralement plus pratique d'épurer les eaux d'égout avant de les désinfecter. Même à l'étiage, la dilution des eaux d'égout dans la rivière *Belly* est plus grande que celle qui est considérée comme nécessaire pour assurer l'oxydation de la matière organique.

Le volume d'eau d'égout à traiter par jour est de 5180 mètres cubes. La station comprend les dispositions suivantes :

Fosses à détritits, en double, mesurant 4 m. 50 \times 2 m. 40, profondeur 2 mètres ; capacité totale 45 m³ 400 ; grilles verticales à barreaux espacés de 12 mm. 5.

Bassins de décantation en double. L'eau d'égout est admise par un déversoir sur toute la paroi longitudinale, de façon à obtenir la plus faible vitesse de l'eau avec une aussi courte période de contact que possible, principe contraire à celui adopté pour les fosses septiques dans lequel le liquide parcourt un long trajet au-dessus des matières déposées. Le liquide décanté sort des bassins par une série de tuyaux placés au-dessous du niveau de l'eau pour ne pas entraîner les matières flottantes, puis traverse des scories avant de se rendre aux filtres.

Lits bactériens percolateurs. Les 5 lits bactériens, de forme circulaire, mesurent 52 m. 40 de diamètre avec une hauteur de 2 m. 40 de scories de 5 à 7 centimètres cubes, alimentés au taux de 850 litres par mètre cube de matériaux par des distributeurs rotatifs Adams avec une pression de 0 m. 60.

Bassins à humus en double. Ces bassins rectangulaires mesurent 6 m. \times 24 mètres et une profondeur de 1 m. 20 ; ils ont une capacité totale de 72 mètres cubes. Les eaux y sont admises par un déversoir longitudinal.

Les dispositifs pour la désinfection comprennent un magasin, des bassins de mélange comprenant un orifice réglé suivant le volume d'eau à traiter.

Toute l'installation, bassins et filtres, est recouverte pour éviter l'action du froid.

Les dépenses sont estimées à 400 000 francs sans les scories.

CHAPITRE XII

L'ÉPURATION BIOLOGIQUE DES EAUX D'ÉGOUT EN ÉGYPTÉ

L'épuration des eaux d'égout n'a été considérée en *Égypte* que depuis quelques années. Il n'y existe actuellement que quelques installations de petite ou moyenne importance et les seuls travaux parus sur cette question sont dus à M. A. LUCAS, superintendant des laboratoires du « Survey department » au *Caire* (1). Ces travaux et les renseignements recueillis sur place par l'un de nous, nous permettront d'exposer l'état actuel de la question.

Plus que partout ailleurs, on constate en *Égypte* les plus grandes différences dans la composition des eaux d'égout d'un lieu à un autre. Les pluies étant pour ainsi dire inconnues, sauf sur la côte de la Méditerranée, ces eaux seraient extrêmement chargées si, principalement dans les parties habitées par les Européens, elles n'étaient diluées par les eaux de bains. La quantité d'eau consommée est très différente dans les diverses agglomérations, et le volume des eaux d'égout ne correspond pas toujours à celui de l'eau de consommation, car une partie de cette dernière ne va pas à l'égout; elle sert à l'arrosage des jardins ou est rejetée directement sur le sol. Les évaluations indiquées plus loin avec les analyses ont été faites soit par les stations A et D d'après le volume d'eau d'égout pompé, soit pour les stations B et C d'après la consommation d'eau.

Dans aucune des agglomérations possédant des stations d'épuration il n'existe d'industries rejetant des eaux résiduaires! Les eaux d'égout ne renferment donc que les déchets

(1) A short account of sewage disposal methods. *The Cairo scientific journal*, nov. 1909.

Some Small sewage disposal works in Egypt. *The Cairo scientific journal*, Oct. 1910.

The relative manurial value of Nile water and sewage. *The Cairo scientific journal*, Janv. 1915.

de l'alimentation et les souillures provenant du lavage du linge ou des habitations.

Si les Européens se nourrissent d'une façon analogue à celle des habitants de leurs pays d'origine il n'en est pas de même des indigènes et des immigrés des pays voisins. L'alimentation de ces derniers est basée principalement sur la consommation d'une fève récoltée dans le pays et appelée le *foul* (*ricia faba*). Ces fous ne sont pas décortiqués et la pellicule cellulosique passe sans transformation dans l'intestin et se retrouve dans les eaux d'égout. C'est ce qui explique la proportion souvent considérable des matières organiques dans les matières en suspension dans les eaux d'égout, et nous verrons plus loin que la présence en quantité considérable de ces fous ne va pas sans créer des difficultés sérieuses pour l'épuration. Il faut aussi ajouter que les musulmans consomment peu ou pas de boissons fermentées.

Si l'utilisation agricole des eaux d'égout est discutable en Europe par suite du prix élevé des terrains et de la difficulté de trouver à proximité des villes un sol de porosité convenable, et aussi de la fréquence des pluies qui diminue la capacité d'absorption des terres, il n'en est pas de même en Égypte.

Pour se développer, les plantes exigent de l'air, de la chaleur, de l'eau et des aliments. L'air et la chaleur ne manquent pas dans ce pays, mais au contraire l'eau n'existe pas : elle n'est apportée que par les débordements du *Nil*. Il ne pleut pour ainsi dire jamais au sud du *Caire*. Dans cette ville il tombe 55 millimètres de pluie par an. A *Alexandrie* même, la hauteur annuelle des pluies atteint seulement 220 millimètres. et à *Port-Saïd* 74 millimètres ; c'est donc aux eaux souterraines et à celles du *Nil* qu'est due la fertilité du sol. Sans le *Nil*, l'Égypte serait un désert, et de fait c'est un désert là où le fleuve ou les canaux qui en dérivent ne peuvent pénétrer. Il faut, pour la culture, employer des quantités d'eau considérables pour compenser celle qui est absorbée par les plantes ou évaporée par les feuilles et celle qui se perd dans le sous-sol.

Le besoin d'eau est si grand que le gouvernement égyptien n'a pas hésité à consacrer des sommes considérables pour la construction du barrage d'*Assouan* qui permettra d'augmenter la surface des terrains de culture.

Dans le sol de l'Égypte on trouve généralement une suffisante quantité de potasse, mais il y a déficit en acide phosphorique et pénurie d'azote. Les alluvions déposées par le *Nil* pendant les débordements apportent bien une partie de ces aliments, mais cela est encore insuffisant, aussi emploie-t-on de grandes quantités d'engrais artificiels. En 1911 on a importé 48 771 tonnes de nitrate de soude, 1659 tonnes de sulfate d'ammoniaque et 9 497 tonnes de superphosphates.

Dans un pays comme l'Égypte où l'eau est de toute première nécessité il est naturel qu'on cherche à n'en rien laisser perdre. Aussi doit-on penser à l'utilisation des eaux d'égout pour étendre les terrains de culture et reculer ainsi les limites du désert là où par suite de l'éloignement du fleuve il faudrait élever les eaux à une trop grande hauteur.

Station A (Ghezireh). — Dans cette station sont reçues les eaux usées des maisons du gouvernement comprenant les excréta très dilués par des chasses, les eaux de bains, les eaux de lavage de vaisselle et des parquets et les eaux de buanderie. Le volume moyen journalier est de 41 mètres cubes renfermant environ 0,25 pour 100 de matières solides, dont 5/4 en suspension et 1/4 en solution.

L'installation est relativement petite, elle comprend :

1° Une fosse ou puisard à l'entrée de laquelle se trouve une grille à barreaux de fer ;

2° Une fosse couverte en béton, fosse septique, avec ventilateur communiquant avec une tour carrée remplie de coke arrosé avec de l'eau ;

3° Une seconde fosse en béton ou bassin mesureur ;

4° Deux lits de contact rectangulaires remplis de scories.

Les eaux d'égout se débarrassent d'abord, en passant par la grille, des grosses matières en suspension. La quantité de matières ainsi retenues est très faible et elles ne sont enlevées que tous les trois mois pour être enfouies en terre. Les eaux sont alors pompées pour être envoyées dans la fosse septique où elles séjournent pendant 12 heures et de là s'écoulent dans le bassin mesureur qui alimente l'un ou l'autre lit de contact. Le séjour de l'eau dans un lit est d'environ une heure et demie y compris le temps de remplissage et de vidange. L'effluent des lits est envoyé en irrigation sur le sol par des drains perforés.

Station B. — Les eaux sont reçues dans un puisard avec grille d'où elles sont pompées dans une fosse septique pour être distribuées sur un lit bactérien percolateur formé de basalte concassé.

Station C. — La disposition est la même que pour la station A sauf que les lits de contact sont constitués par des morceaux de basalte.

Station A. — Population européenne et principalement anglaise. Durée de séjour des eaux en fosse septique : 2 à 2½ heures.

a) Octobre. Eau de sous-sol pénétrant dans les égouts, 600 litres par habitant. Eau très diluée.

b) Janvier à mars. Conditions normales de l'hiver, 290 litres par habitant. Eau de concentration moyenne ou chargée.

c) Mai. Commencement de la saison chaude, population diminuée de 25 pour 100, mais emploi d'eau en plus grande abondance, 580 litres par habitant. Eau de concentration moyenne.

Résultats en milligrammes par litre.

	DATES DE PRÉLÈVEMENT	MATIÈRES SOLIDES				AZOTE			CHLORE	OXYGÈNE ABSORBÉ
		EN SUSPENSION		EN SOLUTION		AMMONIACAL	ALBUMINOÏDE	NITRATES ⁽¹⁾		
		ORGANIQUES	MINÉRALES	ORGANIQUES	MINÉRALES					
Eau d'égout brute.	a	250	595	242	548	15,5	6,5	0	46	82
	b	246	252	251	222	55,8	9,5	0	50	166
	c	107	150	194	296	21,4	4,4	0	65	109
Effluent de la fosse septique. . .	a	70	172	190	562	11,5	2,9	0	45	56
	b	172	197	212	259	59,4	7,5	0	55	155
	c	59	51	205	291	25,1	2,8	0	69	81
Effluent des lits bactériens.	a	12	16	186	552	7,1	1,4	0,5	45	22
	b	11	14	181	255	24,0	2,7	1,2	55	56
	c	traces	2	180	289	15,6	1,4	1,5	67	46
Pourcentage de transformations.	a	-94,8	-97,5	-42,2	+ 1,1	-55,6	-77,6	+		-75,2
	b	-95,4	-94,1	-27,5	-14,5	-29,0	-71,0	+		-66,4
	c	-100,0	-98,5	-7,2	- 2,4	-56,5	-66,9	+		-57,8

Incubation de 24 heures avec bleu de méthylène à 57°.
a. Décoloration, effluent putrescible.
b. Quelquefois, décoloration et effluent putrescible.
c. Généralement non décoloration et effluent non putrescible.
⁽¹⁾ Traces de nitrites.

Station B. — Population presque entièrement égyptienne. Durée de séjour en fosse septique 10 à 22 heures. Novembre. Saison chaude. 82 litres par habitant. Eau très chargée.

	MATIÈRES SOLIDES				AZOTE			CHLORE	OXYGÈNE ABSORBÉ
	EN SUSPENSION		EN SOLUTION		AMMONIACAL	ALBUMINOÏDE	NITRATES		
	ORGANIQUES	MINÉRALES	ORGANIQUES	MINÉRALES					
Eau d'égout brute.	588	614	596	552	69,2	20,0	—	198	407
Effluent de la fosse septique. .	50	82	518	457	80	4,7	—	164	125
Effluent du lit bactérien. . .	57	62	284	510	55,8	5,5	5,6	175	62
Pourcentage de transformations.	—95,7	—89,9	—29,0	— 7,4	—22,2	—85,5	+	—	—84,7

Incubation de 24 heures avec bleu de méthylène à 57°.
Effluent généralement non décoloré et non putrescible.

Station C. -- Population exclusivement égyptienne. Durée de séjour en fosse septique 2 h. 1/2 à 12 heures. Février. Eau extrêmement chargée. 82 litres par habitant.

	MATIÈRES SOLIDES				AZOTE			CHLORE	OXYGÈNE ABSORBÉ
	EN SUSPENSION		EN SOLUTION		AMMONIACAL	ALBUMINOÏDE	NITRATES		
	ORGANIQUES	MINÉRALES	ORGANIQUES	MINÉRALES					
Eau d'égout brute.	2,887	724	840	617	88,9	77,5	—	452	1005
Effluent de la fosse septique .	265	116	508	554	89,1	16,0	—	165	555
Effluent du lit bactérien. . .	54	55	495	562	85,5	8,9	0	162	215
Pourcentage de transformations.	—98,4	—92,4	—41,4	—8,9	—6,4	—89,4	—	—	—78,8

Incubation de 24 heures avec bleu de méthylène à 57°.
Effluent putrescible avant incubation.

Station D. Héliopolis. — L'oasis d'*Héliopolis* est une ville créée en 1907 dans le désert en bordure du Delta, à 8 kilomètres du *Caire*. Elle comptait au recensement de janvier 1915 près de 5000 habitants. L'eau potable, fournie par la Compagnie des Eaux du *Caire*, provient d'un forage situé à *Zeitoun* et est puisée à 60 mètres de profondeur, elle est de bonne qualité. Les égouts sont du système séparatif et l'unis-



Fig. 50. — Héliopolis, le Caire (Egypte). — épuration biologique des eaux d'égout.

saire principal aboutit à une station d'épuration biologique. Le volume journalier des eaux d'égout est d'environ 600 mètres cubes.

La station comprenait d'abord une fosse à sables, une fosse septique et un lit bactérien percolateur.

Les eaux arrivaient dans un puisard puis dans la fosse à sable d'une capacité de 80 mètres cubes environ avec grilles. Elles s'écoulaient ensuite dans la fosse septique d'une capacité de 400 mètres cubes environ. Les deux fosses sont recouvertes d'une voûte, sur laquelle se trouve une couche de gros graviers, munie de regards de visite. L'effluent de la fosse

septique était conduit sur le lit bactérien par un caniveau établi au centre du lit et était distribué dans des bacs munis de siphons de chasses automatiques qui le déversaient dans des rigoles placées à la surface des lits pour en opérer la répartition. La superficie du lit est de 600 mètres carrés et la hauteur de 1 m. 50. Comme le lit est construit en excavation l'effluent est pompé pour être envoyé en irrigation dans la pépinière dépendant de la station.

L'épuration fut d'abord très satisfaisante d'après les résultats des analyses effectuées par M. LUCAS.

En milligrammes par litre.

	MATIÈRES SOLIDES				AZOTE			CHLORE	OXYDABILITÉ (1)
	EN SUSPENSION		EN SOLUTION		AMMONIACAL	ALBUMINOÏDE	NITRATES		
	ORGANIQUES	MINÉRALES	ORGANIQUES	MINÉRALES					
Eau d'égout brute.	724	251	450	509	102,2	53,4	—	142	555
Effluent de la fosse septique .	20	17	566	595	101,2	5,8	—	189	121
Effluent du lit bactérien. . . .	9	6	294	614	63,0	2,5	1,6	188	71
Pourcentage de décomposition .	—98,8	—97,6	—51,7	+20,6	—56,4	—95,0	—	—	—78,7

Incubation de 24 heures avec bleu de méthylène à 57°.
Effluent non décoloré et non putrescible.

Cependant, on ne tarda pas à éprouver des difficultés par suite de la grande proportion de matières en suspension dans l'effluent de la fosse septique. L'épuration fut moins bonne et des odeurs se dégagèrent de la station située à l'entrée de l'oasis, à l'intersection de deux voies très fréquentées.

On crut remédier à l'inconvénient des odeurs en diminuant la durée de séjour des eaux dans la fosse septique par la construction d'une petite fosse de 200 mètres cubes de capacité et

(1) Dosage à chaud en solution acide, ébullition de 10 minutes.

en doublant la superficie des lits bactériens. Mais ces remèdes ne furent pas efficaces.

Comme nous l'avons signalé plus haut, les eaux d'égout présentent, par suite du mode d'alimentation des indigènes, des particularités spéciales en Égypte. Dans la fosse septique, les eaux abandonnent peu de matières lourdes; aussi les dépôts du fond sont-ils très faibles. Par contre, presque toutes les matières en suspension viennent flotter à la surface du liquide et y forment une couche qui prend rapidement des proportions considérables. Il s'ensuit que la décantation se fait dans de très mauvaises conditions et les fermentations réductrices très actives donnent lieu à des dégagements de gaz malodorants parmi lesquels domine l'hydrogène sulfuré. L'effluent de la fosse septique contenant de fortes proportions de matières en suspension, les rigoles et tuyaux de répartition sur les lits bactériens étaient rapidement obstrués et les lits se colmataient.

D'autre part, comme l'épuration est achevée par l'envoi en irrigation de l'effluent des lits bactériens dans la pépinière, l'intérêt principal du traitement des eaux d'égout réside dans la production d'un effluent qui ne répande pas d'odeur pendant son irrigation.

Les résultats ne s'étant pas améliorés avec l'emploi de la petite fosse septique, les eaux d'égout furent dirigées de nouveau dans la grande fosse septique avant son déversement sur les lits bactériens. Pour supprimer les odeurs, on tenta de neutraliser l'hydrogène sulfuré par l'hypochlorite de chaux. Ce dernier fut d'abord ajouté en proportions croissantes à l'effluent de la fosse septique avant son déversement sur les lits bactériens. Mais comme il se produisait ainsi une précipitation qui augmentait la proportion de matières en suspension, il fut reconnu désirable d'opérer une décantation en faisant passer l'effluent ainsi traité dans la petite fosse septique. Malgré l'addition de chlorure de chaux en proportion supérieure à celle nécessaire pour obtenir la décomposition de l'hydrogène sulfuré, la désodorisation fut pratiquement nulle. Cet échec semble provenir de la difficulté d'obtenir, dans l'installation telle qu'elle existe, un mélange très rapide du réactif et de l'effluent, la majeure partie du chlore agit



alors sur les matières organiques et laisse inaltéré presque tout l'hydrogène sulfuré.

Devant cette constatation, il n'y avait plus d'autre alternative que d'éviter à tout prix l'action septique par une décantation rapide et une évacuation très fréquente des boues (1).

Pour cela, la petite fosse septique fut divisée en 5 compartiments par des murettes s'élevant jusqu'à peu de distance de la surface du liquide. La vidange de la fosse est faite par moitié tous les huit jours : une semaine on vide les compartiments 1, 2 et 5, et la semaine suivante les compartiments 1, 5 et 4, de façon que le premier, où se produit la plus grande décantation soit vidé toutes les semaines. Les boues et les eaux sont élevées par une pompe et épandues sur un terrain sablonneux aux environs de la station. Au bout de 24 heures, l'eau s'est infiltrée dans le sol, et le lendemain les boues ont suffisamment de consistance pour être enlevées et portées dans la pépinière où elles sont employées aussitôt comme engrais.

D'après une communication récente de M. GROSJEAN, directeur des travaux d'*Héliopolis*, si toute odeur n'a pas disparu, l'amélioration est très importante. Du reste à la fin de 1914 les égouts d'*Héliopolis* pourront être raccordés à ceux du *Caire*.

Le Caire. — *Le Caire* est la plus grande ville de l'Afrique du Nord et du monde musulman africain. La population au recensement de 1907 était de 644 000 habitants et l'augmentation moyenne est d'environ 12 000 habitants par an. La population européenne, principalement grecque et italienne, comprend à peu près le douzième de la population totale.

La ville se compose de deux parties bien distinctes, le vieux *Caire* arabe avec ses ruelles si étroites et si pittoresques, et la nouvelle ville bâtie à l'européenne, avec ses boulevards et ses rues larges et droites.

Dans toute la partie ancienne, il n'existe aucun égout. Dans la partie nouvelle une partie des eaux d'orage et les eaux de

(1) C'est du reste cette méthode qui a été adoptée pour le traitement des eaux d'égout du *Caire*, comme nous l'avons appris plus tard, et que nous allons décrire.

lavage de quelques rues, et surtout du marché, sont reçues dans le collecteur ancien de la *Chareh Abbas*. Ces eaux sont élevées actuellement par des pompes et provisoirement irriguées près de *Gebel-el-Ahmar*, dans le désert à l'est du *Caire*.

Nous avons signalé plus haut qu'il ne pleut que quelques jours par an au *Caire*, cette considération a conduit à l'adoption du système séparatif pour la construction des égouts.

Le projet d'assainissement du *Caire* a été établi sous la direction de M. C. CARKEET JAMES, contrôleur général du service de l'Assainissement (1).

Le réseau d'égouts comprendra deux parties distinctes. Pour la ville du *Caire* proprement dite, par suite de la dénivellation des terrains, on a adopté le système par sections. Dans chacune des 66 sections, les eaux s'écouleront par gravitation jusqu'à un éjecteur qui les refoulera dans le collecteur principal au pont de *Ghamrah*. La longueur des canalisations d'eau d'égout et d'air comprimé sera de 80 kilomètres environ. La distribution d'air comprimé sera faite par un réseau maillé, de façon à assurer un service continu dans toute la ville.

Le collecteur principal, 1 m. 60 de diamètre intérieur, drainera ensuite par gravitation les eaux d'égout d'*Abassieh*, de *Demerdache*, *Koubbeh*, *Zeitoun*, *Matarieh* et *Héliopolis*. Il aboutira à la station des pompes élévatoires de *Kafir-el-Gamons*, après un trajet de 15 km. 500.

On a prévu la modification et l'extension de ce système pour recueillir les eaux de surface et les eaux d'orage. Ces eaux seront captées par le collecteur principal, sauf en cas de violent orage. Si la décharge n'est plus suffisante, le surplus sera alors évacué dans le canal *Ismailia*.

La station de *Kafir-el-Gamons* comprendra une fosse et une chambre de tamisage avec la machinerie nécessaire à l'enlèvement des matières flottantes. Ces matières, retenues par des grilles mécaniques, seront transportées par chemin de fer à *Gebel-el-Asfar*. Des pompes actionnées par des machines à vapeur de 900 chevaux de force refouleront les eaux dans une

(1) Ces renseignements ont été très aimablement fournis à l'un de nous par M. PIXSON, Inspecteur en chef du service d'Assainissement, qui a bien voulu le guider dans la visite des travaux.

conduite en fonte de 0 m. 92 de diamètre intérieur, jusqu'à la station d'épuration, située à une distance de 11 km. 500.

La station d'épuration de *Gebel-el-Asfar* est construite pour traiter 50 000 mètres cubes d'eau d'égout par jour. Elle comprend 6 hydrolytic tanks, 8 lits bactériens et 4 bassins de décantation et de réserve.

Les hydrolytic tanks, système Travis simplifié, seront divisés en trois compartiments. Les eaux s'écouleront dans les deux chambres de sédimentation, où elles se débarrasseront des matières en suspension qui tombent, avec un cinquième du volume de l'eau, dans la chambre de réduction; les boues flottantes pourront être rejetées dans une gaine située à l'extrémité de la fosse et aboutissant à l'orifice d'évacuation des boues.

Dans les deux chambres de sédimentation, la durée de séjour sera de 5 heures. Dans la chambre de réduction la durée de séjour sera de 9 heures, les boues pourront s'y accumuler jusqu'à un volume correspondant à celui de une heure de débit journalier.

La capacité totale des fosses correspondra au débit journalier de 6 heures un quart.

L'effluent des chambres de sédimentation sera envoyé directement pendant le jour dans les champs d'irrigation; la nuit, il sera emmagasiné dans les bassins de réserve.

Les boues des chambres de réduction et les boues flottantes seront refoulées au moyen de pompes par une canalisation séparée dans des bassins spéciaux pour en opérer le séchage. Les boues sèches seront envoyées par chemin de fer Decauville sur les terrains de culture.

L'effluent des chambres de réduction sera épuré avant d'être envoyé en irrigation. Les lits bactériens seront rectangulaires, le drainage sera obtenu par une sorte de plancher en tuiles perforées portées sur des pieds, de façon à laisser au-dessous un espace libre de 7 cm. 5. Les matériaux filtrants seront constitués par des graviers du désert de diverses grosseurs, 75 à 100 millimètres pour la couche du fond de 22 centimètres d'épaisseur, 57 à 75 millimètres pour le corps du filtre, 12 à 18 millimètres pour la couche superficielle de 22 centimètres d'épaisseur; la hauteur du lit sera de 2 mètres.

La distribution de l'eau à la surface des lits sera assurée par des appareils de va-et-vient, système HAM BAKER, actionnés par des moteurs électriques. Le débit maximum prévu sera de 885 litres par mètre cube de matériaux et par jour.

L'effluent des lits bactériens s'écoulera dans les bassins de décantation et de réserve. Ces bassins seront pourvus de bras flotteurs pour l'écoulement des eaux décantées, et d'orifices pour l'évacuation des boues. Ces bassins permettront la décantation des effluents de lits et surtout la retenue des eaux pendant la nuit de façon à éviter l'irrigation pendant ce temps.

La capacité totale de ces bassins sera de 5300 mètres cubes.

La station d'épuration sera terminée à la fin de 1915 et, à ce moment, 80 hectares seront nivelés et prêts pour la culture. On a déjà créé, au moyen d'eau provenant de puits artésiens, une pépinière pour les arbres destinés à protéger les cultures contre les grands vents.

On espère pouvoir dans la suite livrer à la culture 1200 hectares de terres actuellement stériles.

A la fin de 1912, les dépenses s'élevaient à 20 millions de francs.

On prévoit que les eaux de *Zeitoun*, *Héliopolis*, *Abbasieh*, et les sections 54, 52 et 55 qui comprennent la plus grande partie des quartiers d'*Abdine* et de l'*Esbekieh* pourront être envoyées à *Gebel-el-Asfar* vers la fin de 1914.

TABLE DES MATIÈRES

	Pages
CHAPITRE I. — <i>Considérations générales sur l'épuration biologique des eaux résiduaires.</i>	4
CHAPITRE II. — <i>La Station expérimentale de La Madeleine.</i>	10
CHAPITRE III. — <i>Résultats analytiques des expériences de La Madeleine en 1912-1913</i>	12
CHAPITRE IV. — <i>Station d'épuration biologique des eaux d'égout du quartier de l'abattoir à Lille</i>	45
CHAPITRE V. — <i>Épuration biologique des eaux résiduaires de l'abattoir d'Annoeullin</i>	56
CHAPITRE VI. — <i>Désinfection des eaux d'égout et des effluents de station d'épuration des eaux d'égout.</i>	60
CHAPITRE VII. — <i>Nitrification et dénitrification</i>	92
CHAPITRE VIII. — <i>Documentation</i>	106
A. — <i>Traitement préliminaire. Élimination des matières en suspension et leur traitement</i>	106
Fosses de décantation et fosses septiques	106
Fosses IMHOFF	109
Dégradation des boues dans les décanteurs EMSCHER	112
Décanteurs STIAG.	115
Bassins de décantation à liteaux prismatiques.	114
Influence de la dilution des eaux d'égout sur leur décantation.	117
Clarification des eaux résiduaires qui s'échappent en temps de crue des déversoirs de secours des égouts	117
Tambours-grilles rotatifs	122
Traitement des boues des appareils KREMER	128
B. — <i>Epandage</i>	150
Note sur les méthodes de différenciation des sols pour épuration terrienne des eaux d'égout.	150
C. — <i>Lits bactériens</i>	159
Lits de contact	159
Emploi de la tourbe dans la construction des lits bactériens.	140
Sprinkler GEIGER	144
Rigoles SCHRAUFF	147

D. — Épuration des eaux résiduaires industrielles	147
Eaux résiduaires d'abattoirs	147
Eaux résiduaires de teintureries	151
Eaux résiduaires d'usines métallurgiques	155
E. — Au sujet de l'infection microbienne des cours d'eau et des parcs à coquillages par les eaux d'égout	156
F. — Réglementation	159
Inspection des stations d'épuration d'eaux d'égout	159
Règlement sanitaire russe sur les eaux résiduaires déversées dans les cours d'eau	165
CHAPITRE IX. — <i>Les progrès de l'épuration biologique des eaux d'égout en Angleterre</i>	165
Barnsley	170
Glasgow.	171
Horbury.	175
Leeds.	176
Manchester	178
Mansfield	179
Penrith	179
Saint-Albans	180
Salford	180
Stratford upon Avon	181
West Bridgford.	185
VIII ^e rapport de la Commission royale anglaise.	185
CHAPITRE X. — <i>Les progrès de l'épuration biologique des eaux d'égout en Allemagne</i>	209
Gleiwitz.	209
Köpenick.	217
CHAPITRE XI. — <i>Les progrès de l'épuration biologique des eaux d'égout aux États-Unis et au Canada.</i>	221
Revue des nouvelles installations : Albany, Atlanta, Bedford, Bellefontaine, Columbus, Fitchburg, Fort Logan, Great Lakes, Lebanon, Ligonier, Norristown, Phoenix, Polk State Institution, Wesnersville	221
Pollution de la baie de New-York.	225
Baltimore	255
Lethbridge (Canada).	258
CHAPITRE XII. — <i>L'épuration biologique des eaux d'égout en Egypte</i>	241
Héliopolis	246
Le Caire.	249

TABLE DES PLANCHES, FIGURES ET GRAPHIQUES

PLANCHES

	Pages.
I. — Station expérimentale de La Madeleine. Plan	10-11
II. — — — — — Coupes.	10-11
III. — Station d'épuration des eaux de l'abattoir d'Annœullin. Plan de l'abattoir.	56-57
IV. — Station d'épuration des eaux de l'abattoir d'Annœullin. Station. Plan.	56-57
V. — Station d'épuration des eaux de l'abattoir d'Annœullin. Station. Coupes	56-57
VI. — Station d'épuration biologique des eaux d'égout du Caire . .	248-249

FIGURES

1. — Station d'épuration des eaux d'égout du quartier de l'Abattoir à Lille.	47
2. — Décanteur Stig	114
3. — Septic separator Alexandrow et Saslawsky. Coupe longitudinale.	115
4. — — — — — Liteaux prismatiques	116
5. — Déversoirs de secours. Plan et coupes.	119
6. — — — — — Remplissage latéral	120
7. — — — — — Dispositif avec pompe	121
8. — Tambour grille rotatif	125
9. — — — — — conique	124
10. — Grille rotative	124
11. — Appareil Kremer avec cylindre pour les boues.	129
12. — Décanteur Kremer	129
13. — Sprinkler Geiger. Installation	145
14. — — — — — Vue	144
15. — — — — — Coupes	145
16. — Rigoles en béton armé Schrauff. Vue	146
17. — — — — — Schéma	147
18. — Épuration mécanique d'eaux résiduaires métallurgiques. Plan et coupes	154
19. — Glasgow. Vue générale des lits percolateurs.	172
20. — — — — — Lits percolateurs, extrémité avec canal d'évacuation . .	175

256 TABLE DES PLANCHES, FIGURES ET GRAPHIQUES.

21. —	Gleiwitz. Plan général de la station d'épuration	210
22. —	— Grilles rotatives. Coupe	211
25. —	— — Vue	212
24. —	— Lits bactériens percolateurs	213
25. —	Station d'épuration des eaux usées de l'École navale des Grands Lacs	225
26. —	Baltimore. Station d'épuration. Vue générale	235
27. —	— — Bassins de digestion	236
28. —	— — Grilles rotatives.	237
29. —	— — Lits percolateurs	238
50. —	Héliopolis. Station d'épuration.	246

GRAPHIQUES

1 à 12. —	Analyses de la station de La Madeleine	52-44
15 et 14. —	— — du quartier de l'Abattoir	54-55
15 —	Types de pureté des eaux de rivières	190

RECHERCHES

SUR

L'ÉPURATION BIOLOGIQUE ET CHIMIQUE

DES EAUX D'ÉGOUT

A LA MÊME LIBRAIRIE

Recherches sur l'épuration biologique et chimique des Eaux d'égout, effectuées à l'Institut Pasteur de Lille et à la Station expérimentale de la Madeleine. Sous la direction du Dr A. CALMETTE.

Tome I^{er} avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger, F. Constant, L. Massol et du Pr A. Buisine. 1 vol. grand in-8° de v-194 pages, avec 59 figures et tracés dans le texte, et 2 planches hors texte (*épuisé*).

Tome II avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger, F. Constant, L. Massol. 1 vol. grand in-8° de iv-514 pages, avec 45 figures et de nombreux graphiques dans le texte, et 6 planches hors texte. 10 fr.

Tome III avec la collaboration de MM. E. Rolants, E. Boulanger, F. Constant, L. Massol. 1 vol. grand in-8° de viii-274 pages, avec 50 figures dans le texte. 8 fr.

Les Venins. *Les animaux venimeux et la sérothérapie anti-venimeuse*, par le Dr A. CALMETTE. 1 volume in-8° avec 125 figures, relié toile 12 fr.

L'Ankylostomiase, maladie sociale (auémie des mineurs), biologie, clinique, traitement, prophylaxie, par le Dr A. CALMETTE, avec la collaboration de M. BRETON, chef de clinique médicale à la Faculté de Médecine, assistant à l'Institut Pasteur de Lille; avec un appendice par E. FUSTER, secrétaire général de l'Alliance d'hygiène sociale. 1 volume in-8°. avec figures dans le texte, cartonné toile. 5 fr.

MINISTÈRE DE L'INSTRUCTION PUBLIQUE
CAISSE NATIONALE DES RECHERCHES SCIENTIFIQUES

RECHERCHES
SUR
L'ÉPURATION BIOLOGIQUE ET CHIMIQUE
DES EAUX D'ÉGOUT

EFFECTUÉES A L'INSTITUT PASTEUR DE LILLE
ET A LA STATION EXPÉRIMENTALE DE LA MADELEINE

SOUS LA DIRECTION DU

D^r A. CALMETTE

Membre correspondant de l'Institut et de l'Académie de Médecine

ANALYSE DES EAUX D'ÉGOUT

PAR

E. ROLANTS

Chef de laboratoire à l'Institut Pasteur de Lille

1^{er} SUPPLÉMENT

PARIS

MASSON ET C^{ie}, ÉDITEURS

120, BOULEVARD SAINT-GERMAIN

1908

*Tous droits de traduction et de reproduction
réservés pour tous pays.*

INTRODUCTION

L'épuration des eaux d'égout est devenue un des problèmes les plus intéressants de l'assainissement; aussi, surtout dans ces dernières années, un grand nombre de travaux ont-ils été publiés par des savants proposant ou étudiant de très nombreux procédés pour arriver à ce but. Ce problème se pose non seulement pour les villes qui ont à rejeter tous les déchets de la vie de leurs nombreuses populations et transformant par ce rejet les cours d'eau en véritables égouts, mais aussi pour les petites agglomérations et même pour les habitations isolées. En effet, si dans le premier cas les eaux d'égout créent souvent des nuisances sensibles à tous, comme la production d'odeurs nauséabondes, partout il y a lieu de craindre pour la pollution des eaux souterraines ou superficielles qui servent à l'alimentation.

Dans certaines contrées, les eaux résiduaires des industries diverses augmentent encore la pollution des eaux d'égout et peuvent même créer à elles seules de graves dommages dans les cours d'eau, aussi doivent-elles être traitées de façon à supprimer cette pollution.

Aucun des nombreux procédés d'épuration actuellement connus ne peut avoir un emploi absolument général, et il ne semble pas qu'il puisse en être autrement dans l'avenir; ils peuvent se diviser en 5 classes :

- 1° Les procédés mécaniques, décantation, filtration;
- 2° Les procédés mécanico-chimiques, précipitation chimique;
- 5° Les procédés biologiques, irrigation culturale, filtration intermittente, procédés bactériens.

Ces procédés ont été décrits dans les volumes précédents. Chacun d'eux peut avoir une indication bien déterminée, et le succès de l'épuration dépend du choix du procédé employé.

Dans chaque cas, après étude des conditions locales, avant que l'ingénieur prépare les plans de construction, les principes scientifiques, suivant lesquels on devra épurer l'eau, seront déterminés d'accord avec un chimiste bactériologiste ayant une expérience spéciale de ces questions. Que d'insuccès peuvent être évités en procédant de cette manière ! Ainsi, bien que les procédés mécanico-chimiques doivent être évités autant que possible à cause de l'encombrement des boues qu'ils produisent et de l'épuration imparfaite qu'ils donnent, on devra y avoir recours toutes les fois que les eaux d'égout ou les eaux résiduaires industrielles contiennent des antiseptiques ou des matières grasses en trop grande quantité, ce qui interdit l'épuration par les procédés biologiques ou l'irrigation terrienne.

Au début de toute enquête pour l'épuration des eaux d'égout il est donc indispensable de connaître la composition de ces eaux et leur degré de pollution.

Lorsque le procédé d'épuration a été adopté, il est nécessaire de surveiller avec attention les résultats obtenus et s'assurer, le plus souvent possible, si le travail est effectif. Les caractères physiques, limpidité, odeur, sont des caractères variables suivant les individus, ne permettant pas toujours la comparaison. Au contraire, les analyses chimiques donnent des nombres qui peuvent être comparés aux résultats écrits. De plus, les analyses décèlent la présence d'impuretés invisibles qui peuvent cependant donner lieu à de la putréfaction, et on peut ainsi se rendre compte des modifications qui pourront se produire dans l'effluent.

Un examen isolé peut être favorable ou défavorable, il ne permet pas de porter un jugement certain de l'épuration obtenue ; il est donc nécessaire de faire des analyses régulières qui permettent seules de suivre la marche de l'opération et de remédier en temps utile aux imperfections qu'elles signaleront.

Il est aussi souvent intéressant de rechercher si un effluent, tel qu'on l'a obtenu par le dispositif employé pour l'épuration, peut être rejeté dans un cours d'eau sans y créer de nuisance. Suivant certaines circonstances locales on pourra se contenter d'une épuration partielle, tandis que pour d'autres cette épuration devra être aussi complète que possible.

Ceci nous amène à l'étude de la pollution produite par le déversement d'eaux d'égout ou d'eaux résiduaires industrielles dans les rivières. Ces recherches sont souvent demandées par les autorités et nous en avons effectué déjà un certain nombre.

Nous remercions notre collaborateur et ami F. Constant, pour l'aide intelligente qu'il nous a apportée dans l'étude des méthodes de dosage et dont le talent de dessinateur nous a permis d'illustrer cet ouvrage de figures originales.

ANALYSE

DES EAUX D'ÉGOUT

CHAPITRE PREMIER

I. — COMPOSITION DES EAUX D'ÉGOUT

Les égouts d'une agglomération reçoivent des eaux qui varient en quantité comme en qualité dans de grandes proportions. Elles se composent en effet :

1° Des excreta (matières fécales et urines) des hommes et des animaux en quantité très faible lorsqu'ils sont recueillis dans des fosses fixes ou mobiles, — mais néanmoins une partie au moins des urines va à l'égout ;

2° Des eaux ménagères, eaux de lavage des aliments et des ustensiles de ménage, de lessivage du linge, de nettoyage de l'habitation ;

3° Des eaux de pluie, de neige et d'orages (dans certains systèmes séparatifs d'égouts ces eaux en sont éliminées en partie ou en totalité) ;

4° Des eaux de lavage des rues entraînant des débris, du gravier, du sable, de la terre, etc. ;

5° Des eaux résiduaires industrielles.

Le mélange de toutes ces eaux en proportions extrêmement variables constitue les eaux d'égout. Les matières qu'elles entraînent en dissolution ou en suspension sont ou minérales ou organiques.

Les substances *minérales* sont en relation directe avec la composition des eaux potables consommées dans l'agglomération pour celles dissoutes, et avec la composition du sol

pour les matières en suspension. Il faut y ajouter les composés métalliques provenant de l'industrie (fer principalement).

Les substances *organiques* peuvent être divisées en deux grandes classes :

a) Les composés *ternaires*, ne contenant que du carbone, de l'hydrogène et de l'oxygène, comprennent des corps solides, colloïdaux ou solubles ; ce sont les celluloses (papier, débris de végétaux), l'amidon, les dextrines et les sucres, les alcools et leurs dérivés aldéhydes et acides organiques, et les graisses avec les savons.

b) Les composés *quaternaires* contiennent du carbone, de l'oxygène, de l'hydrogène et de l'azote souvent en combinaisons avec des corps minéraux tels que le soufre, le phosphore, l'arsenic, le fer, le manganèse et les métaux alcalins ou alcalino-terreux. Ils se trouvent surtout en grande quantité dans les produits d'origine animale, et en quantité moindre dans les végétaux ; ce sont les albumines, caséines, gluten et tous leurs produits de désintégration aboutissant, par une échelle de composés de plus en plus simples, à l'ammoniaque.

On peut dire que tous les composés organiques des déchets de la vie, soit animale, soit végétale, peuvent être décomposés, plus ou moins rapidement, suivant leur complexité et leur état physique, en leurs éléments qui font ainsi retour à la nature pour rentrer à nouveau dans le cycle de rotation de la matière. Cette décomposition est normalement l'œuvre des infiniment petits, des microbes et des moisissures. Aussi s'accomplit-elle aussitôt l'évacuation dans l'égout, et trouve-t-on, dans les eaux qui en sortent, toute la série des composés allant du plus complexe au plus simple.

L'eau d'égout contient donc en solution comme en suspension une foule de composés qu'il est pratiquement impossible de déterminer d'une façon même approchée, d'autant plus que la plupart s'y trouvent en quantité trop faible pour qu'ils puissent y être décelés par les méthodes en usage. Du reste, l'analyse complète fût-elle possible, qu'elle serait illusoire, car les variations de la composition de l'eau sont si grandes dans l'espace d'une journée, que le travail accompli permettrait de juger seulement l'eau qui s'est écoulée à un moment déterminé et ne donnerait que de vagues indications sur les eaux

TABEAU I. — Eaux d'égout de la Madeleine-lez-Lille.
Analyses du 25 juin 1904.

Résultats en milligrammes par litre.

HEURE ou LA PRISE D'ÉCHAN- TILLOX	ASPECT	ODEUR	LIMPIDITÉ	ALCALINITÉ EN CARBONATE DE CHAUX	ACIDITÉ EN ACIDE SULFURIQUE	MATIÈRES EN SUSPENSION		MATIÈRES EN SOLUTION		OXYDABILITÉ DOSAGE AU PER- MANGANATE EN OXYGÈNE.		CARBONE ORGANIQUE SOLUBLE EN CO ₂	AMMONIAQUE AzH ³		NITRATES EN Az ⁵ O ₃	NITRITES EN Az ³ O ₃	CHLORURES EN Cl	DEGRÉ HYDROTI- MÉTRIQUE	
						ORGANIQUES	MINÉRALES	ORGANIQUES	MINÉRALES	EN SOLUTION ACIDE	EN SOLUTION ALCALINE		LIBRE OU SALINE	ORGANIQUE				TOTAL	PERMANENT
6 h. matin.	Coloration jaune verdâtre.	Très putride.	Opalescente	520	»	272	152	620	1557	95	65	220	19	10	tr.	314	20	15	
8 h. —	Même coloration plus forte.	id.	Très opalescente	100	»	287	541	420	1237	100	95	456	24	12	tr.	586	21	17	
10 h. —	Coloration faible.	Vaseuse.	Pen	180	»	traces		502	670	44,8	58,8	110	8,5	10	tr.	154	27	18	
12 h. —	Id.	Id.	Très peu	45	»	id.		255	527	25,2	19,6	88	5,2	5	tr.	119	25	15	
2 h. soir..	Id.	Id.	Id.	»	500	id.		545	910	12,0	14,0	76	2,7	0	tr.	320	96	84	
4 h. —	Coloration jaune verdâtre.	Putride.	Très opalescente	400	»	id.		415	855	51,0	45,0	170	6,4	0	tr.	240	72	24	
6 h. —	Coloration faible.	Vaseuse.	Opalescente	95	»	id.		560	880	48,0	51,0	432	5,6	tr.	tr.	220	72	28	
8 h. —	Id.	Id.	Id.	55	»	id.		255	1470	76,0	50,0	142	4,0	tr.	tr.	410	88	80	

TABLEAU II. — Composition moyenne des eaux d'égout de différentes villes, d'après IMBEAUX.
(Résultats en milligrammes par litre.)

NOMS DES VILLES	MATIÈRES EN SUSPENSION			MATIÈRES DISSOUTES										AZOTE TOTAL		
	MINÉRALES	ORGANIQUES	AZOTE CONTENU DANS LES MATIÈRES ORGANIQUES	TOTALES	MATIÈRES ORGANIQUES	PERTE AU ROUGE	AZOTE ORGANIQUE	AZOTE AMMONIACAL	ACIDE PHOSPHORIQUE	POTASSE	CHAUX	MAGNÈSIE	ACIDE SULFURIQUE		CHLORURE	ACIDE NITRIQUE
I. — Villes pratiquant le « Tout à l'égout ».																
16 villes anglaises (moyenne de 50 analyses)	241,8	250,1	»	720,0	»	4518,0	21,1	53,2	40,0	»	89,0	»	»	106,0	0,05	77,5 ⁽¹⁾
Paris. Collecteur de Saint-Denis	221,0	»	»	»	»	755,0	140,0	»	17,0	»	484,0	»	»	»	»	140,0
— de Clichy	632,0	»	»	»	»	45,9	»	»	»	»	405,0	»	»	»	»	»
Dantzig	226,0	586,0	»	685,0	461,0	»	11,6	55,2	»	»	111,0	»	»	70,0	»	64,8 ⁽¹⁾
Berlin (moyenne de 30 analyses)	582,6	701,9	»	1088,2	515,2	»	108,8	»	51,6	»	107,5	»	»	261,6	»	108,8
Breslau	204,7	200,0	»	772,2	242,7	»	18,0	75,8	19,6	60,4	81,8	»	»	182,8	»	91,8
Halle	188,8	405,2	58,1	2791,4	589,7	»	59,1	89,1	45,4	180,7	252,1	»	»	715,0	»	182,0
Francfort-sur-Mein	587,0	806,0	45,0	898,0	517,0	»	11,0	65,0	»	»	77,0	»	»	50,0	»	119,0
Moyenne (Paris excepté)	271,2	445,7	41,6	1161,5	564,7	»	24,4	63,9	25,6	89,5	121,7	»	»	252,5	»	107,4
II. — Villes ne recevant pas les matières fécales dans les égouts.																
16 villes anglaises (moyenne de 50 analyses)	178,4	215,0	»	824,0	»	49,7	44,8	»	»	»	»	»	»	115,4	»	64,5 ⁽¹⁾
Zurich (moyenne de 4 analyses)	56,1	91,5	44,5	480,0	182,2	»	18,5	8,8	8,5	89,2	»	»	»	22,7	»	51,5
Munich, efflux du jour	49,0	51,0	»	581,0	160,0	»	»	»	»	»	»	»	»	»	»	»
— efflux de la nuit	84,0	77,0	»	542,0	219,0	»	»	»	»	»	»	»	»	»	»	»
Breslau	210,8	»	»	729,2	555,8	»	2,6	24,7	»	»	»	»	»	78,7	»	40,5 ⁽¹⁾
Dortmund (moy. de 7 analyses)	185,5	244,5	18,1	965,9	285,8	»	26,2	27,2	15,2	49,7	127,5	»	»	154,6	»	75,5
Ortensen	218,8	442,0	24,1	1817,2	507,2	»	20,7	47,6	25,1	81,2	147,2	»	»	628,1	»	92,4
Essen	105,2	215,4	19,5	845,2	229,6	»	12,2	58,4	15,1	65,0	76,8	»	»	254,0	»	69,6
Brunswick	447,5	635,0	54,5	837,5	590,0	»	42,5	»	42,2	29,4	122,5	»	»	215,1	»	117,0
Halle (moyenne de 5 analyses)	402,0	425,4	25,9	1635,0	529,0	»	21,5	67,8	27,6	176,0	275,2	»	»	209,1	»	112,9
Moyenne (Munich, Zurich et Ortensen exceptés)	265,7	545,8	28,9	975,0	545,1	»	16,4	40,5	21,0	80,0	150,5	»	»	164,1	»	84,6

(1) Non compris l'azote des matières en suspension.

écoulées à un autre moment de la journée ou d'un autre jour.

Ces variations, déjà très importantes pour les eaux d'une ville non industrielle, sont considérables lorsque ces eaux contiennent les résidus des industries.

Ainsi le tableau 1 donne les résultats des analyses d'échantillons prélevés à La Madeleine-lez-Lille toutes les deux heures, de 6 heures du matin à 8 heures du soir.

On voit d'abord que 7 échantillons étaient alcalins, un autre franchement acide. Les matières organiques (perte au rouge) varient de 255 à 620 milligrammes par litre, l'oxydabilité de 12 à 100 milligrammes, le carbone organique soluble de 76 à 220 milligrammes, l'ammoniaque libre de 2,7 à 24 milligrammes, l'azote organique de 1,6 à 19 milligrammes, les chlorures de 119 à 514 milligrammes, etc.

Les mêmes variations se rencontrent si on analyse les échantillons moyens prélevés chaque jour.

Il ne sera pas étonnant de trouver des nombres bien différents pour les résultats d'analyses d'eaux de diverses provenances. C'est ce qu'on remarque dans les tableaux suivants donnant la composition moyenne d'eaux d'égout d'Europe d'après *Imbeaux*, de la Madeleine-lez-Lille et de deux villes américaines *Boston* et *Columbus*.

TABLEAU III. — *Eaux d'égout ne recevant pas les matières fécales* (système unitaire), *La Madeleine-lez-Lille*.

(Résultats en milligrammes par litre.)

	Mai 1905.	Mai 1906.	Mai 1907.
Matières en suspension organiques .	566	451	420
— minérales.	665	191	419
Matières en solution organiques. . .	464	"	"
— minérales . . .	747	"	"
Oxygène absorbé en 4 heures. . . .	24,4	25,6	31
Matières organiques (dosage au permanganate ou oxygène) :			
En milieu acide.	64,5	55,0	102,5
En milieu alcalin	42,0	59,2	78,5
Carbone organique { dissous.	109	44,5	77,2
en C : { en suspension	"	70,2	27,0
Azote ammoniacal en Az.	7,8	8,5	12,9
— organique dissous.	7,8	5,3	7,5
— — en suspension	"	5,4	4,5
Nitrates en Az ² O ⁵	1,8	traces	traces
Chlorures en Cl.	256	"	184

TABLEAU IV. — *Composition d'une eau d'égout,*
d'après PHELPS (*Boston*).

(Résultats en milligrammes par litre.)

	Total.	Dissous.	En suspension.
Azote total.	55,6	40,6	15,0
— organique.	50,0	15,0	15,0
— ammoniacal.	25,0	"	"
— des nitrites.	0,1	"	"
— des nitrates.	0,5	"	"
Carbone total.	280,0	120,0	160,0
— par le permanganate.	14,0	8,0	6,0
Chlore (des chlorures).	60,0	"	"
Oxygène dissous.	10,0	"	"
Acides gras totaux.	61,0	50,0	31,0
— saponifiables.	55,0	50,0	5,0
— insaponifiables.	26,0	"	26,0
Soufre.	7,0	"	"
Phosphore.	1,0	"	"
Fer.	12,0	"	"
Alcalinité.	212,0	"	"
Turbidité totale.	520,0	"	"
— après repos.	260,0	"	"
— des matières en suspension.	60,0	"	"
Rapport carbone-azote.		5,1	
— chlore-azote.		1,1	
— azote-ammoniacal et azote organique		0,85	
— carbone par le permanganate et car-			
bone total.		0,05	

TABLEAU V. — *Composition des eaux d'égout de Columbus*
(*Ohio, États-Unis*). MOYENNE ANNUELLE, 1904-1905.

(Résultats en milligrammes par litre.)

	Total.	Dissous.	En suspension
Oxygène consommé.	51,0	26,0	25,0
Azote organique.	9,0	5,5	5,7
— ammoniacal.	"	11,0	"
— des nitrites.	"	0,09	"
— des nitrates.	"	0,2	"
Chlore (des chlorures).	"	65,0	"
Résidu sec.	996,0	787,0	209,0
Perte au rouge.	185,0	106,0	79,0
Résidu fixe.	811,0	681,0	150,0
Matières grasses.	25,0	"	"

Nombre de bactéries par centimètre cube. 5 600 000

II. — COMPOSITION DES EAUX RÉSIDUAIRES INDUSTRIELLES

Un certain nombre d'industries ont été placées dans les différentes classes d'établissements insalubres ou incommodes par suite des nuisances que peut causer le rejet de leurs eaux résiduaires dans les cours d'eaux. Nous ne pouvons pour la plupart de ces eaux donner une composition qui ne peut le plus souvent être moyenne, mais il est important d'en connaître les caractères principaux.

Abattoirs, tueries, équarrissage, triperies. — Excreta animaux, débris d'aliments, de viande, sang, éventuellement microbes pathogènes.

Acétylène (fabrication). — Hydrate de chaux, cyanures.

Acides minéraux (fabrication). — Eaux acidulées, sels métalliques.

Acide pyroligieux (fabrication). — Crésol, goudrons, chlorure de calcium.

Amidonnerie. — Matières organiques, débris de grains, gluten soluble, amidon, bisulfites.

Asphalte (fabrication). — Ammoniaque, phénols, crésols, etc.

Blanchiment. — Chlorures de chaux, de calcium, acides ou alcalis libres, acides gras.

Brasserie. — Matières organiques, débris de grains, acides organiques (lactique, acétique, butyrique), levures et bactéries.

Buanderies. — Savons, matières organiques, chlorures et carbonates alcalins.

Carbures métalliques (fabrication). — Résidus évacués dans les cours d'eaux qui fournissent la force motrice, donnant au contact de l'eau de l'acétylène, des cyanures, phosphures, sulfures, chaux libre.

Chlorure de chaux (fabrication). — Chlorures de manganèse, fer, calcium, magnésium, aluminium, quelquefois de nickel et de cobalt, acide chlorhydrique, chlore, arsenic.

Colle gélatine (fabrication). — Matières organiques très putrescibles.

Cuivre (laminoirs, tréfileries, etc.). — Acides libres, sulfate de cuivre, chlorure de calcium.

Distilleries d'alcool. — Eaux terreuses, matières organiques, vinasses (résidu de distillation).

Féculerie. — Matières organiques très putrescibles, débris de pulpe.

Galvanisation. — Acides libres, sels de calcium, magnésium, fer, zinc, quelquefois cyanure de potassium.

Glucoserie. — Matières organiques, noir animal.

Graisses et suifs, huiles animales (extraction). — Matières organiques très putrescibles.

Huiles végétales (extraction, épuration). — Matières organiques.

Laiterie, fromagerie. — Petit-lait dilué, lactose, caséine, matières grasses, carbonates alcalins.

Malterie. — Matières organiques, poussières, débris de grains.

Matières colorantes (fabrication). — *Minérales.* — Sels de fer, manganèse, cuivre, zinc, plomb, chrome, cobalt, nickel, arsenic, mercure, acides libres ou alcalis, gaz toxiques. — *Aniline.* — Acides libres, acide sulfureux, phénols, naphthols et homologues, composés nitrés, acides sulfoniques.

Métallurgie. — Acides minéraux libres, sels métalliques, boues avec oxydes métalliques.

Mines de houille, anthracite, lignite. — Chlorure de sodium (quelquefois 4 à 6 pour 100) et autres chlorures, sulfate ferrique, acide sulfurique, poussières de charbon, boues argileuses.

Mines de pyrites. — Acide sulfurique libre, sulfates de fer, zinc, chaux, magnésie, chlorures alcalins.

Nitrocellulose dyuamite (fabrication). — Acides sulfurique et azotique, chaux.

Papeteries. — Lessives alcalines, chaux, alumine, couleurs minérales, sulfites et acide sulfureux libre, chlorure de chaux, cellulose, débris de chiffons, matières organiques, résines.

Paraffine (fabrication). — Huiles minérales, acides, alcalis.

Peignage de laines. — Matières organiques, matières grasses, savons, carbonates alcalins.

Poudrettes et autres engrais, préparés au moyen des matières animales, matières organiques putrides.

Rouissage du lin et du chanvre. — *Par séjour dans l'eau.* — Matières organiques en putréfaction, acides organiques, acé-

rique, propionique, butyrique. — *Par l'action des acides.* — Eaux acides ou corrompues très fermentescibles.

Salines. — Chlorure de sodium et autres chlorures, sulfate de chaux et de magnésie.

Savonnerie. — Matières grasses, savons, lessives alcalines, chlorure de sodium, glycérine.

Soie (travail des cocons). — Matières organiques putrescibles.

Soude (fabrication). — *Procédé Leblanc.* — Sulfures de calcium et de sodium, sulfite de chaux, sulfure de fer, chaux vive, arsenic, dans les boues soufre libre. — *Procédé à l'ammoniaque.* — Chlorure de sodium en grande quantité, chlorure de calcium, sulfate et carbonate de chaux.

Sodium (préparation par courant électrique). — Cyanures, soude, ammoniaque.

Sucreries. — Eaux bourbeuses, matières organiques très fermentescibles.

Superphosphates (fabrication). — Chlorure de calcium, acides minéraux libres.

Tabac (traitement). — Nicotine, chaux, sels organiques, matières colorantes et odorantes.

Tanneries. — Matières organiques excrémentielles, chaux, jus tannants épuisés, sels de chrome, d'arsenic, etc., chlorure de sodium, sulfures, quelquefois bacille charbonneux.

Teintureries. — Matières colorantes quelquefois toxiques, et produits minéraux ou organiques précipités dans les boues.

Usines à gaz. — Ammoniaque et ses sels, cyanures, sulfures, sulfites, hyposulfites, sulfocyanates, chaux, phénols, goudrons.

CHAPITRE II

JAUGEAGE DES ÉGOUTS, CANAUX ET COURS D'EAU.

Égouts. — La mesure du débit d'un égout est de la plus haute importance, d'abord pour pouvoir établir un projet d'épuration des eaux en tenant compte des volumes et des variations de ces volumes suivant toutes les circonstances, et ensuite pour étudier l'influence de ces variations sur le travail effectif obtenu par l'épuration. Cette mesure n'est pas toujours aisée et il peut se présenter de nombreux cas particuliers qui nécessiteront le secours de l'ingénieur; nous pouvons cependant donner quelques formules et tables pour les cas les plus simples, en renvoyant pour les détails aux ouvrages techniques⁽¹⁾.

Dans les calculs d'hydraulique, les unités généralement adoptées sont : le mètre pour les longueurs et les charges, la seconde pour le temps, le mètre cube pour le débit, et le mètre par seconde pour la vitesse.

A la sortie de l'égout on peut établir un déversoir ou un orifice ou encore un orifice noyé.

Déversoirs en mince paroi. — Les déversoirs sont ordinairement rectangulaires (fig. 1), la crête supérieure horizontale s'appelle le *seuil*, les côtés latéraux sont les *joues*. Lorsque le seuil a de très petites dimensions (quelques millimètres) dans le sens du courant, on dit que le déversoir est en mince paroi. On réalise ce déversoir en constituant le seuil par des planches de bois dont les bords sont taillés en biseau, ou mieux par une feuille de tôle.

⁽¹⁾ *Formules, tables et renseignements utiles*, par G. DARIÉS, Paris, Dunod et Pinat, 1907, 11^e édition. — *Distribution d'eau*, par DEBAUVE et IMBEAUX, t. I, chap. II, Paris, Dumod, 1905.

Le débit par seconde d'un déversoir rectangulaire en mince paroi est déterminé par la formule :

$$Q = m l h \sqrt{2gh}$$

dans laquelle m est le coefficient de contraction dont la valeur est variable en fonction de la hauteur de l'eau mais qu'on admet généralement égal à 0,40⁽¹⁾, l la longueur du

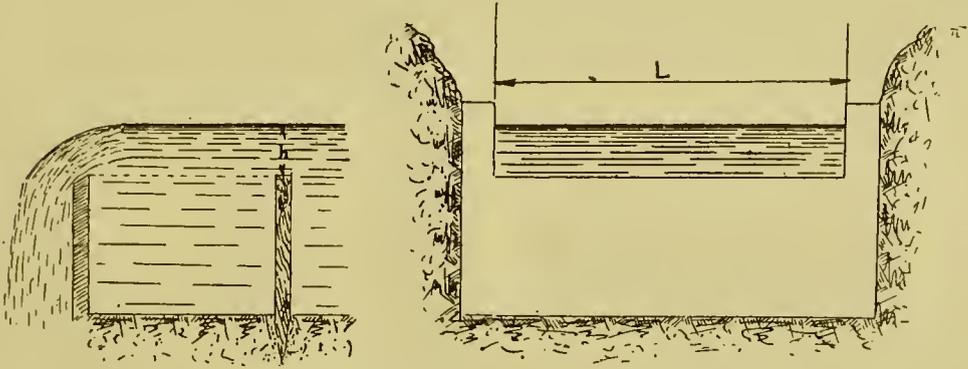


Fig. 1. — Déversoir rectangulaire en mince paroi.

déversoir comptée normalement à l'axe du canal, h la hauteur de l'eau au-dessus du niveau du seuil observée à 5 mètres en amont de celui-ci, et g l'accélération de la pesanteur (9,81 à Paris).

En effectuant le produit $m \sqrt{2g}$ la formule devient

$$Q = 1,772 l h \sqrt{h}$$

Le tableau VI donne le débit d'un déversoir de 1 mètre de longueur d'après la hauteur d'eau.

En Angleterre on recommande beaucoup l'emploi de déversoirs en mince paroi ayant la forme d'un triangle isocèle rectangle (fig. 2) dont l'hypoténuse est formée par la surface de l'eau. Dans ce cas, l'hypoténuse étant égale à deux fois la hauteur, la formule n'ayant plus qu'une seule variable est

$$Q = \frac{8}{15} m h^2 \sqrt{2gh}$$

(1) Les expériences de Bazin ont montré que l'on peut adopter pour valeur de ce coefficient m de 0,42 à 0,47 pour les veines qui ne sont pas noyées par-dessous, lorsque la charge varie de 0^m,10 à 0^m,50, mais la pratique a maintenu la valeur 0,40 suffisamment approchée.

TABLEAU VI.

Débit d'un déversoir rectangulaire en mince paroi de 1 mètre de longueur d'après la hauteur d'eau.

HAUTEUR EN CENTIMÈTRES	DÉBIT EN LITRES	HAUTEUR EN CENTIMÈTRES	DÉBIT EN LITRES	HAUTEUR EN CENTIMÈTRES	DÉBIT EN LITRES
1	1,8	18	155	35	366
2	5	19	146	36	382
5	9,2	20	158	37	398
4	14,5	21	170	38	415
5	20	22	185	39	431
6	26	25	195	40	447
7	32	24	208	41	465
8	40	25	221	42	481
9	48	26	235	45	499
10	56	27	248	44	517
11	65	28	262	45	534
12	74	29	276	46	552
15	85	50	291	47	570
14	95	51	306	48	589
15	105	52	320	49	607
16	117	53	335	50	626
17	124	54	351		

dans laquelle le coefficient m a la valeur admise de 0,59. En

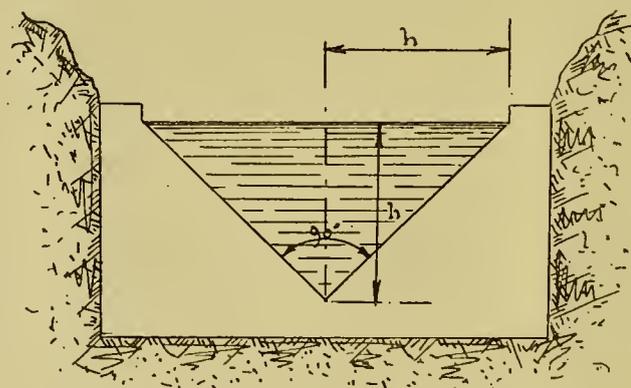


Fig. 2. — Déversoir triangulaire isocèle rectangle, en mince paroi.

effectuant le produit $\frac{8}{15} m \sqrt{2g}$, la formule devient

$$Q = 1,594 h^2 \sqrt{h}$$

Orifices en mince paroi. — Ce sont des orifices à périmètre

fermé, formant des tuyaux de longueur sensiblement nulle. L'aire de l'orifice peut être rectangulaire ou circulaire, inva-

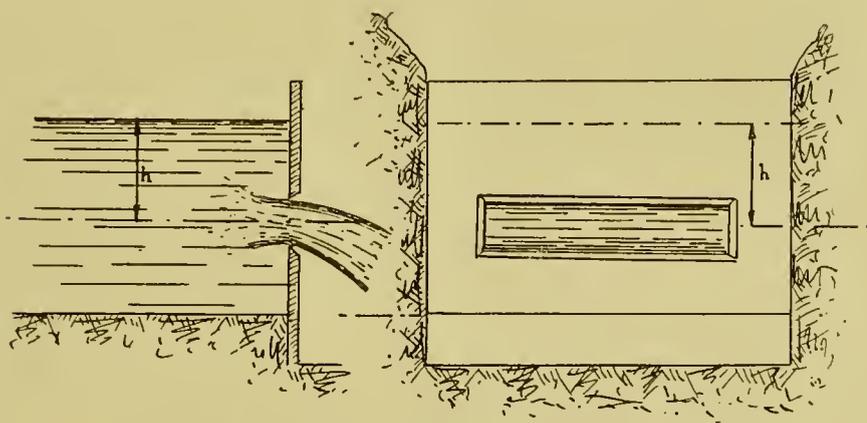


Fig. 5. — Orifice libre en mince paroi.

riable ou variable (vanne). Lorsque le niveau de l'eau en aval est inférieur à l'orifice (fig. 5), la formule générale de débit est

$$Q = m \omega \sqrt{2gh}$$

dans laquelle le coefficient m , variant suivant la charge, a pour valeur approchée 0,62 ⁽¹⁾, ω est l'aire de l'orifice, et h la hau-

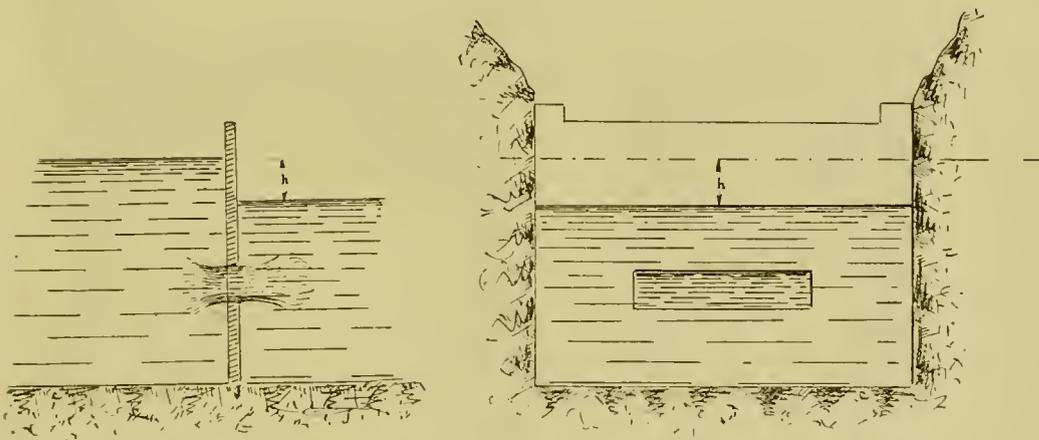


Fig. 4. — Orifice noyé en mince paroi.

teur de charge prise du centre de l'orifice à la surface de l'eau en amont.

Dans le cas d'un *orifice noyé* (fig. 4), c'est-à-dire lorsque le niveau de l'eau en aval est supérieur à l'orifice, la formule est

⁽¹⁾ Les différentes valeurs de m sont données par les tables.

la même. La valeur approchée de m est aussi 0,62, mais h est la différence des hauteurs d'eau en amont et en aval de l'orifice.

Canaux. Rivières. — L'évaluation du débit d'un canal ou d'une rivière peut être obtenue par la construction d'un déversoir en mince paroi, et les formules données plus haut sont applicables. Cependant, lorsque le débit est trop considérable, on le calcule d'après la vitesse d'écoulement de l'eau, mais, dans ce cas, il y a lieu de connaître le profil du canal, les variations de largeur, etc., tous renseignements qui sont connus soit du service de la navigation, soit du service des eaux et forêts. Il y a lieu alors de recourir à la compétence des ingénieurs et agents de ces services.

Appareils enregistreurs. — Les variations de débit des égouts étant souvent très importantes et subites, il est difficile de prendre à tout instant la hauteur de l'eau dans la conduite terminée par un déversoir ou un orifice; aussi a-t-on imaginé un certain nombre d'appareils enregistreurs de niveau, basés soit sur le principe de la pression de l'eau transmise par l'air, soit sur celui du flotteur.

L'*hydromètre Richard* (¹) comprend deux appareils (fig. 5). Une caisse en fonte, percée de trous, contenant un récipient en caoutchouc en forme de lanterne vénitienne, à moitié rempli d'air, qu'on immerge dans l'eau. Cette caisse est réunie par un tube de cuivre à un manomètre enregistreur. La pression de l'air et, par suite, la hauteur de l'eau est enregistrée par le manomètre; comme il n'y a pas contact de l'eau avec l'air, celui-ci ne peut se dissoudre, et les indications sont toujours régulières et comparables à elles-mêmes. L'appareil étant clos, l'air reste sec et il ne peut se produire de condensation dans le tube. Le récipient de caoutchouc, ne servant que comme cloison étanche, ne peut se détériorer, la pression étant toujours équilibrée à l'extérieur et à l'intérieur. Cet appareil est simple, est facile à installer, et le manomètre peut être placé à une certaine distance de la caisse (100 mètres).

(¹) Jules Richard, constructeur, 10, rue Halévy, Paris, IX^e.

Il faut cependant recommander, dans le cas des eaux d'égout, de nettoyer assez souvent la caisse dans laquelle peuvent se déposer des boues qui finiraient par nuire au bon fonctionnement de l'appareil.

L'hydromètre pneumatique Vaudrey est construit sur le même principe.

La maison *Clenfield et Kennedy de Kilmaruock* (Angleterre)⁽¹⁾ construit un enregistreur portatif de niveau. La figure 6 en montre la simplicité d'installation et de fonctionnement. Il se compose

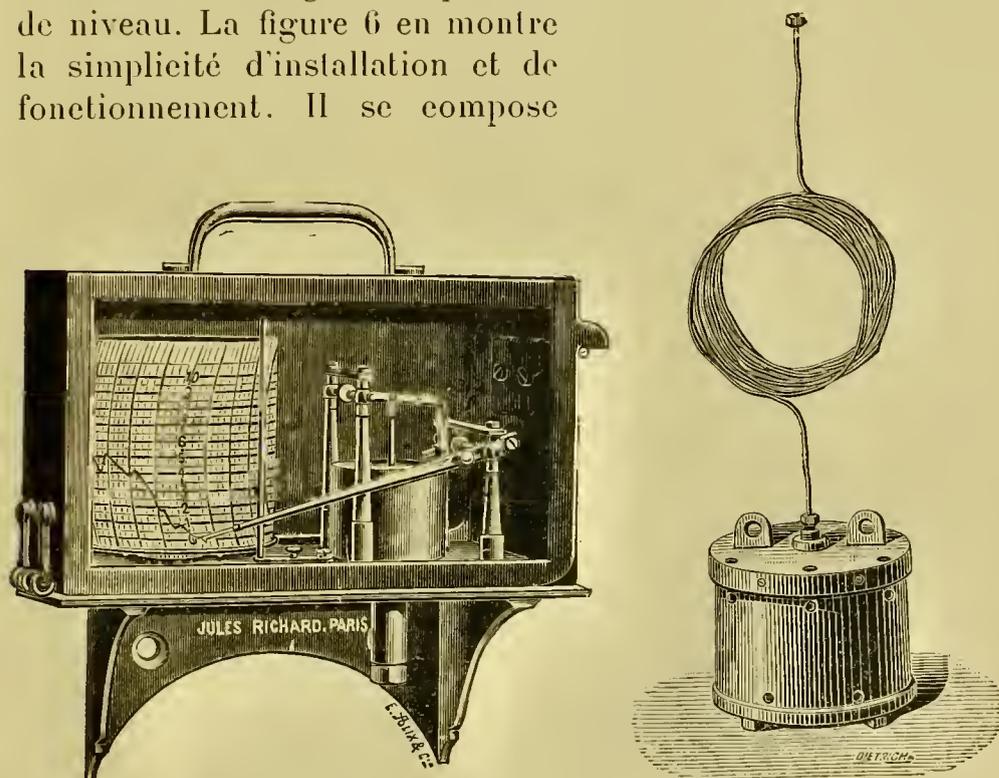


Fig. 5. — Hydromètre Richard.

d'un flotteur, placé en amont du déversoir, dont les variations sont enregistrées sur un tambour muni d'un système d'horlogerie. La même maison construit un autre appareil pour les grands débits; la disposition en est indiquée par la figure 7. Le flotteur se meut dans un puits en communication avec le canal en amont du déversoir.

Les indications données par les enregistreurs de niveau

⁽¹⁾ Les renseignements sur les appareils *Clenfield et Kennedy* et sur l'appareil *LEA* nous ont été fournis obligeamment par M. *VISTE*, agent général, 8, rue Léon-Gambetta, à Lille.

peuvent être obtenues à distance par commande électrique; les maisons citées construisent des appareils dans ce but.

Nous avons vu plus haut comment, connaissant la hauteur

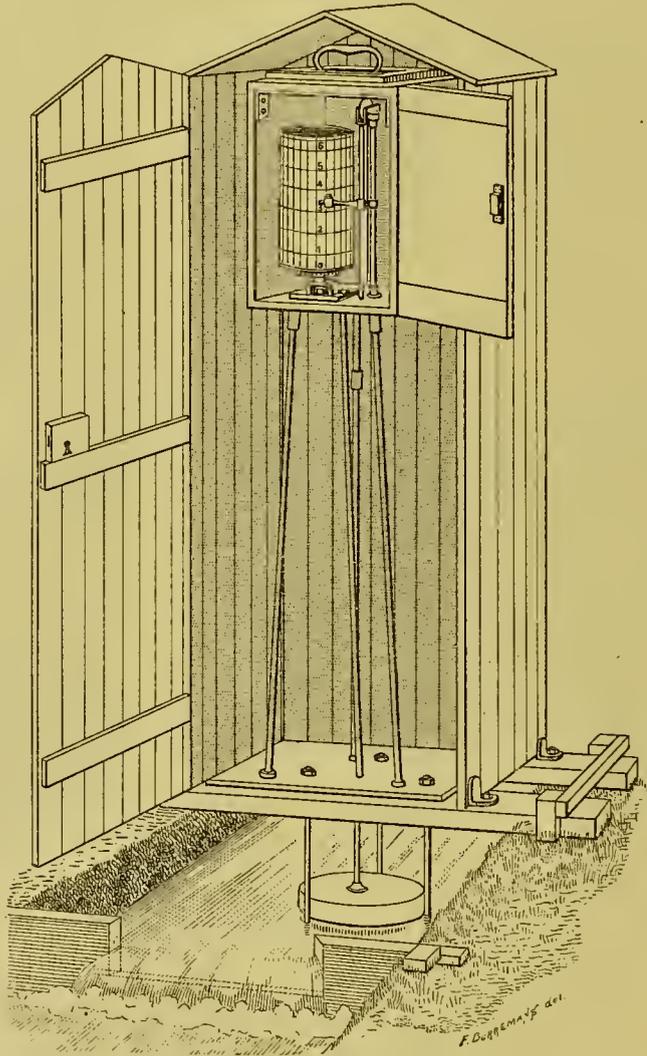


Fig. 6. — Appareil Clenfield et Kennedy portable à flotteur.

d'eau au-dessus du déversoir prise dans les conditions indiquées, on pouvait calculer le volume de l'eau, mais ces calculs, même en faisant usage des tables, sont longs, aussi a-t-on imaginé un certain nombre d'appareils permettant, par des dispositifs variés, d'obtenir l'enregistrement des volumes d'eau écoulés. La description de ces appareils sortirait du

cadre que nous nous sommes assigné dans cet ouvrage. Nous nous contenterons de citer le compteur d'eau intégrateur enregistreur de *Richard*, l'appareil enregistreur et totalisateur des



Fig. 7. — Dispositif Clenfield et Kennedy d'enregistrement de niveau.

débites des canaux de *Parenty*¹, l'enregistreur de décharge de *Hutchinson* construit par la maison *Clenfield et Kennedy* et l'enregistreur d'eau de *Lea*.

(¹) Voir description dans *Recherches sur l'épuration biologique des eaux d'égout*, par A. CALMETTE, 2^e volume, page 285.

CHAPITRE III

PRÉLÈVEMENT DES ÉCHANTILLONS

Pour des eaux de composition aussi variable que celles qui s'écoulent d'un égout, il n'existe aucune méthode de prélèvement d'échantillons qui soit absolument à l'abri de toute critique.

La méthode la plus rationnelle est celle qui consiste à dériver une partie aliquote du sewage, partie dont l'importance puisse varier avec la quantité d'eau totale qui s'écoule. On peut pratiquement réaliser cela dans une petite station expérimentale comme celle de La Madeleine. Les eaux y arrivent dans les fosses à sable, d'où elles s'échappent par déversoirs; deux déversoirs de 1^m,98 conduisent les eaux dans les fosses septiques, par un petit déversoir de 0^m,04 où dérive 1/100 de l'efflux total dans un bassin. Après 24 heures, on brasse énergiquement les eaux pour remettre en suspension les matières qui se sont déposées, et on prélève les échantillons pour l'analyse. On note la hauteur de l'eau dans le bassin, ce qui permet de calculer le volume total des eaux en 24 heures. On vide ensuite rapidement le bassin, puis on reçoit de nouveau les eaux de la journée, et ainsi de suite. On peut reprocher à cette méthode de ne pas admettre dans le bassin d'échantillonnage les sables et matières lourdes qui se déposent avant que les eaux puissent franchir le petit déversoir, mais cela est de peu d'importance, vu que ces matières sont extraites des fosses à sable et que l'eau qui est réellement traitée dans l'installation, ne l'est qu'après son introduction dans les fosses septiques. On peut aussi objecter que les eaux restent pendant des temps variables, jusque 24 heures, dans

le bassin et par suite peuvent y changer de composition; cependant, si ce n'est par les temps chauds, ces changements sont négligeables.

Cette méthode, facilement réalisable dans une petite installation, ne peut être pratiquement employée pour de forts débits d'eau, comme lorsqu'il s'agit de traiter toutes les eaux d'égout d'une grande ville. On doit alors se résoudre à prélever des échantillons, toutes les demi-heures ou toutes les heures à l'émissaire dans lequel on aura installé un appareil permettant l'enregistrement des débits d'eaux. Ces échantillons seront gardés à la glacière et, après 24 heures, mélangés en quantité proportionnelle au volume de l'eau qui s'écoulait au moment du prélèvement. Cette dernière méthode donne des résultats suffisamment approchés dans la pratique, mais elle assujettit à un service continu quelquelfois assez difficile à obtenir.

Il est possible dans certains cas, après une enquête d'assez longue durée, de se rendre compte des heures pendant lesquelles coulent des eaux de composition moyenne. Quelques échantillons prélevés pendant ces heures permettront un service simplifié. Cependant, cette manière d'opérer n'est applicable que dans les villes où l'industrie est peu importante; car, dans les villes industrielles, les eaux résiduares des diverses industries s'écoulent le plus souvent par intermittence et parfois en volumes très importants.

Une autre difficulté dans une installation d'épuration d'eaux d'égout est de prélever de la façon la plus rigoureuse possible des échantillons d'eau épurée correspondant à ceux de l'eau brute. Il faut pour cela se rendre compte de la durée de séjour des eaux dans l'installation, ce qui est assez difficile. On a bien pour cela un dosage rapide, celui du chlore des chlorures, qui passent inchangés à travers tous les traitements, mais, par suite des mélanges qui se produisent dans les bassins comme les fosses septiques, cette détermination n'apporte pas tout le secours qu'on pourrait en attendre. Aussi croyons-nous que seules les moyennes d'un certain nombre d'analyses opérées sur les échantillons de 24 heures doivent être considérées.

Pour recueillir les échantillons d'*effluents de fosses septiques*

ou de *bassins de traitement chimique*, on peut employer l'une des deux méthodes indiquées plus haut.

Pour l'étude de l'*épuration biologique par lits bactériens de contact*, il suffit de prendre un échantillon toutes les dix minutes pendant l'heure de remplissage ou de vidange du lit, et de mélanger les divers échantillons pour obtenir une eau de composition moyenne. Les échantillons de l'effluent de *lits bactériens à percolation* seront prélevés par l'une des deux méthodes indiquées pour les prélèvements d'eaux d'égout.

La *recherche de la pollution d'un cours d'eau*, par le déversement d'eaux d'égout ou d'eaux résiduaires industrielles, peut rarement être effectuée sur un seul échantillon de l'eau polluée. Il est indispensable, surtout, ce qui arrive le plus fréquemment, lorsque les causes de pollution ne peuvent être déterminées par des caractéristiques certaines, de prélever les échantillons à quatre endroits différents :

- a) à 100 mètres en amont du point de déversement des eaux suspectes de produire la contamination ;
- b) au point de déversement ;
- c) à 100 mètres en aval du point de déversement ;
- d) eau résiduaire (d'égout ou industrielle), telle qu'elle est déversée.

Il est utile d'y joindre un échantillon du dépôt boueux, s'il y a envasement du cours d'eau.

Il sera prélevé de chaque échantillon, deux litres, et le prélèvement n'aura lieu que par temps sec.

Il est enfin indispensable d'obtenir les réponses aux questions suivantes :

1° Quel est le volume de l'eau résiduaire déversée par rapport au volume d'eau qui s'écoule dans la rivière ou le cours d'eau ?

2° Le déversement d'eaux résiduaires est-il continu ou intermittent ? (Se préoccuper du moment du déversement pour ne prélever les échantillons que lorsqu'il y a lieu).

3° L'aspect et l'odeur de l'eau de la rivière changent-ils d'une façon manifeste après le déversement ?

4° Quelle est la nature des eaux résiduaires déversées ? par quelles industries ?

Il n'y a pas de précautions spéciales dans l'emploi des

FLACONS, comme pour les prélèvements d'échantillons pour les analyses d'eaux potables. Il suffit simplement de prendre des bouteilles d'une contenance de 1 litre et des bouchons de liège propres. Cependant, pour les recherches de contamination de cours d'eau, nous conseillons de n'employer que des bouteilles et bouchons de liège neufs. Nous parlerons plus loin des flacons préparés pour les échantillons destinés à l'analyse bactériologique. Il faut aussi rappeler que les flacons seront lavés abondamment avec l'eau qu'on doit prélever, avant de contenir l'échantillon.

Il est indispensable d'effectuer les analyses le plus rapidement possible après la prise d'échantillon, et si quelque retard était impossible à éviter, de conserver les flacons dans une glacière ou un endroit frais. Lorsque, par suite de la distance, les analyses ne peuvent être effectuées qu'au bout de quelques jours, on recommande d'ajouter les échantillons de quelques centimètres cubes de chloroforme ou d'une solution saturée de bichlorure de mercure.

CHAPITRE IV

EXAMEN PHYSIQUE

Les eaux d'égout dissolvent ou charrient des composés et détritiques de toutes sortes, l'examen physique donne déjà, pour qui a une certaine habitude de ces examens, une idée approximative de la pollution.

La COULEUR est extrêmement variable, surtout lorsque ces eaux contiennent des résidus industriels; elle est souvent influencée par la présence de matières en suspension. Ainsi, dans les villes industrielles, où la consommation de la houille est considérable, les eaux d'égout entraînent des débris de charbon et de suie qui leur donnent une coloration *apparente* noire souvent intense, bien que quelquefois ces eaux, après filtration, ne présentent plus qu'une couleur *véritable* gris sale. Il y a lieu d'examiner l'eau par transparence et par réflexion.

Il ne peut être question de LIMPIDITÉ pour de telles eaux, mais cette qualité doit être celle des effluents épurés. Pour ces effluents, même parfaitement épurés, on ne peut exiger une limpidité égale à celle des eaux de source, aussi a-t-on établi des limites arbitraires. Pour les établir, on verse de l'eau à examiner dans un tube en verre à fond de glace sur laquelle est placé un papier couvert de caractères d'imprimerie d'un type déterminé. On cherche la limite de visibilité de ces caractères, et par la hauteur de l'eau dans le tube notée à ce moment, on a le degré de limpidité de l'eau. Ces limites ont, malheureusement, pour facteur important, l'acuité visuelle qui varie beaucoup avec l'opérateur, et rend, par suite, toute comparaison impossible. Ainsi, pour remédier à cet inconvénient, la méthode américaine officielle recommande de comparer la

limite de visibilité observée avec celle d'une solution d'une turbidité donnée titrée. Cette solution type est obtenue en mettant en suspension, dans un litre d'eau distillée, un gramme de terre d'infusoires débarrassée par ignition des matières organiques, lavée à l'acide chlorhydrique, puis à l'eau, pulvérisée finement au mortier d'agate et passée au fin tamis de soie. Les caractères d'imprimerie sont remplacés par un fil de platine. On note aussi plus simplement que l'eau est transparente, limpide, opalescente, peu trouble, trouble, très trouble.

L'ODEUR peut être, lorsque les eaux sont fraîches, caractéristique de leur provenance, et cela peut être intéressant lorsqu'on a à déterminer si elles contiennent ou non certains résidus industriels. Dans la détermination de l'odeur, on agite une certaine quantité d'eau dans un flacon bouché et on éprouve aussitôt le bouchon enlevé. Quelques odeurs ne sont nettement perceptibles qu'à une certaine température, 40-50 degrés ou même à l'ébullition. On définit l'odeur par analogie, on dit qu'une eau présente une odeur terreuse, vaseuse, putride, fécaloïde, sulfureuse, etc. Lorsque les eaux contiennent de l'hydrogène sulfuré, on les additionne de sulfate de cuivre pour neutraliser cet acide et on éprouve l'odeur qui pouvait être masquée par celle de l'acide sulfhydrique.

Les eaux d'égout contiennent toujours des matières en suspension qui se déposent plus ou moins rapidement. Le SÉDIMENT ainsi obtenu a des caractères qui permettent de prédire sa destinée dans les différentes phases de l'épuration biologique. S'il se sépare très rapidement, il est formé de matières minérales en presque totalité. Au contraire, s'il est tardif, il peut être composé soit de matières minérales, comme l'argile finement divisée, soit de matières organiques. Ce sédiment peut être pulvérulent, visqueux, floconneux, aggloméré, etc. On peut en connaître, d'une façon toute approximative, le volume, en versant une certaine quantité d'eau dans un tube cylindrique ; après quelque temps de dépôt, on détermine la hauteur du sédiment et on calcule le pourcentage en comparaison avec la hauteur de l'eau.

CHAPITRE V

ANALYSE CHIMIQUE

La complexité de composition des eaux d'égout est si grande qu'on ne peut penser à effectuer une analyse complète; il faut s'en tenir à un certain nombre de dosages, dont l'importance, plus ou moins grande, variera suivant le temps dont peut disposer l'opérateur.

Lorsqu'il s'agit d'étudier la composition d'une eau d'égout pour en déduire le meilleur procédé d'épuration, l'analyse devra être très étendue; au contraire, dans le service journalier de contrôle d'une installation d'épuration, quelques dosages suffiront, les autres déterminations n'étant effectuées qu'à certaines périodes.

Pour le premier cas, il y a lieu de déterminer :

Les matières en suspension organiques et minérales ;

L'oxydabilité au permanganate en solution acide et alcaline;

Le carbone organique total et dissous (le carbone organique en suspension par différence) ;

L'ammoniaque ;

L'azote organique total et dissous (l'azote organique des matières en suspension par différence) ;

Les nitrates et nitrites ;

L'acidité ou l'alcalinité ;

Les chlorures ;

Les matières grasses ;

Les sels minéraux, le fer, en particulier ;

L'acide phosphorique et la potasse (seulement si les eaux doivent être employées en irrigations culturales) ;

Les sulfures ;

Pour le contrôle journalier des opérations d'épuration :

L'oxygène absorbé en 4 heures ;

L'oxygène absorbé en 5 minutes, avant et après incubation (pour les eaux épurées seulement) ;

L'ammoniaque,

Les nitrates et les nitrites.

Pour l'analyse des eaux résiduaires industrielles, comme pour celle des échantillons prélevés dans les rivières pour la recherche de la contamination produite par ces eaux, les dosages à effectuer varieront suivant leur nature, il est donc impossible d'en donner une énumération qui risquerait d'être incomplète. Le chimiste sera guidé dans leur choix par les indications qui lui seront fournies.

Dans certaines eaux résiduaires industrielles, la matière organique est si abondante qu'on ne peut l'évaluer que par la perte au rouge, la méthode au permanganate donnerait des résultats moins approchés.

Nous avons exclu certaines déterminations souvent effectuées dans les analyses d'eaux potables, mais qui ne donnent, pour les eaux résiduaires, aucune indication utile, tels sont : le degré hydrotimétrique total et permanent, la silice, la soude, la magnésie. Nous renvoyons pour cela aux traités généraux.

Les résultats sont exprimés en milligrammes par litre, ce qui est identique à la méthode américaine qui les exprime en parts par million. Les résultats anglais relativement anciens sont donnés en grains par gallons (un grain par gallon correspond à 14^{mg},26 par litre) et, plus récemment, en parties pour cent mille.

Matières en suspension.

La détermination des matières en suspension dans les eaux d'égout semble très simple, elle est pourtant des plus délicates. Il est d'abord très difficile d'obtenir un échantillon vraiment moyen à cet égard, car certaines matières sont très lourdes et se déposent dans le canal où le prélèvement est effectué, d'autres matières flottent ou sont trop volumineuses

pour entrer dans les flacons. Il est donc nécessaire d'évaluer le mieux possible ces deux espèces de matières séparément comme on opère dans une installation d'épuration où les échantillons sont collectés soit après les premières grilles d'arrêt des matières volumineuses, soit après les fosses à sable.

La plupart des auteurs recommandent la méthode par filtration. On peut opérer de deux façons.

Méthode directe. — Un volume connu d'eau, 500 centimètres cubes par exemple, est filtré sur un filtre taré; lorsque tout le liquide a été employé, on sèche le filtre à l'étuve à 100 degrés la différence de poids donne la quantité de matières en suspension dans 500 centimètres cubes d'eau.

Méthode indirecte. — La filtration étant le plus souvent assez lente, on peut ne filtrer qu'un volume plus restreint de l'eau. On évapore dans une capsule l'eau filtrée, dans une autre un égal volume de l'eau non filtrée, la différence des résultats donne le poids des matières en suspension.

Ces méthodes par filtration sont très longues et peu sûres. En effet, les eaux d'égout contiennent toujours des matières colloïdales qui colmatent très rapidement les papiers si bien que la filtration devient interminable. De plus, les premières portions filtrées sont toujours plus ou moins opalescentes, doit-on les considérer comme tout à fait débarrassées des matières en suspension, ou doit-on les rejeter sur le filtre jusqu'à obtention d'un liquide limpide? Ce sont des questions que l'analyste se pose toujours au début d'une analyse de ce genre et auxquelles il ne peut guère répondre d'une façon irréfutable.

Enfin lorsque la filtration est très longue, une partie des matières organiques en suspension peut se dissoudre et échapper ainsi à la détermination.

Nous employons une méthode, qui, bien qu'elle ne soit pas plus parfaite, a l'avantage d'être rapide.

Dans un verre conique on verse un litre de l'eau à analyser et on le porte dans un endroit frais, dans une glacière de préférence. Après quatre ou cinq heures, les matières en suspension sont déposées en presque totalité surtout si l'on a eu soin de bien agiter l'eau en la versant dans le verre.

On siphonne toute la partie claire, et le reste du liquide avec toutes les matières est versé dans un ou plusieurs tubes d'un centrifugeur. Par la rotation rapide les matières sont bien agglutinées au fond des tubes, on décante le liquide, on remet le précipité en suspension avec de l'eau distillée et on le verse dans une capsule de platine. On sèche au bain-marie d'abord puis à l'éluve à 110° ensuite et on pèse. La calcination détruit les matières organiques et il reste la partie minérale. On a recommandé de centrifuger une seconde fois le précipité mis en suspension dans l'eau distillée pour le débarrasser des matières en solution de l'eau qui l'imprègne, mais l'erreur très faible de ce fait compense celle que l'on peut craindre dans la non-précipitation de toutes les matières en suspension.

La durée de quatre à cinq heures pour le dépôt de ces matières est suffisante pour la plupart des eaux d'égout que nous avons examiné, cependant on peut rencontrer d'autres eaux plus concentrées ou des eaux résiduaires industrielles qui exigeront un temps beaucoup plus long, ce qui sera déterminé pour chaque cas particulier.

Le liquide décanté par siphonnage sera analysé comme ne contenant que des matières dissoutes. Nous avons dû, par suite de l'incertitude que nous avons signalé plus haut, abandonner la filtration que nous croyons inutile, d'autant plus que les matières colloïdes séparées par une filtration parfaite échappaient à l'analyse. Ces matières colloïdales, comme nous avons pu l'observer ne se déposent, qu'après plusieurs jours, elles passent donc plus ou moins modifiées par le séjour en fosse septique, dans les lits bactériens.

Réaction.

Les eaux d'égout sont le plus souvent alcalines, car les eaux potables dont elles dérivent ont généralement une alcalinité due aux carbonates alcalino-terreux dissous à la faveur de l'acide carbonique, et elles contiennent du carbonate d'ammoniaque formé par la décomposition de l'urée et des carbonates alcalins employés soit dans les ménages, soit dans l'industrie.

Exceptionnellement elles peuvent contenir des alcalis libres, ou des acides, ce qu'on reconnaît par le papier de tournesol.

La détermination de la réaction est importante pour l'épuration chimique de l'eau, de plus on sait que les eaux acides ne peuvent le plus souvent être traitées par les procédés biologiques et que de telles eaux sont très nuisibles aux poissons lorsqu'elles sont rejetées dans les rivières.

Alcalinité. — On détermine le degré alcalimétrique par la méthode de Bonjean.

Les réactifs sont :

1° Acide sulfurique titré à 9^{gr},80 SO^4H^2 par litre ;

2° Solution aqueuse à 1 pour 100 d'orangé Poirier n° 5.

On détermine d'abord, sur 100 centimètres cubes d'eau distillée additionnés de 4 gouttes de solution d'orangé, quel est le volume d'acide nécessaire pour obtenir la coloration rose, volume qui sera retranché du chiffre trouvé dans l'essai réel.

On opère de même sur 100 centimètres cubes de l'eau à analyser, additionnée de la même quantité de matière colorante, et on verse l'acide titré jusqu'à coloration rose.

On peut exprimer les résultats en carbonate de chaux par litre : 1 centimètre cube de solution acide correspond à 10 milligrammes de CO^2Ca . Si on veut calculer les résultats en acide sulfurique, chaque centimètre cube de solution contient 0^{gr},0098 de SO^4H^2 .

On a aussi proposé comme indicateur l'alizarine sulfoconjuguée qui n'exige pas de correction comme par l'emploi de l'orangé.

Pour les eaux résiduaires très colorées cette méthode ne peut être employée. On peut titrer en ajoutant l'acide et en portant après chaque addition une goutte de l'eau sur du papier de tournesol sensible jusqu'à ce qu'un léger excès fasse virer la coloration au rouge. On peut aussi faire le titrage en retour avec une solution titrée de soude, après avoir chauffé jusqu'à l'ébullition, l'eau additionnée d'un excès de solution acide titré.

Nous recommandons dans ces cas l'emploi de papier de tournesol fait avec du papier encollé, coloré sur une face seulement.

Acidité. — L'acidité se reconnaît à la coloration rouge du tournesol.

On la dose avec une solution titrée de soude avec le tournesol, l'orangé ou la cochenille comme indicateur. Les résultats sont toujours exprimés en acide sulfurique par litre.

Matières organiques.

« Les chimistes, disait *Duclaux* ⁽¹⁾, béniraient une méthode qui leur permettrait de découvrir et de doser facilement le total de la matière organique présente dans une eau. On aurait ainsi la somme de ses impuretés, et une mesure de sa purification. Malheureusement on n'a pour cela que des procédés très imparfaits. »

Les deux méthodes employées sont l'une, l'évaporation de l'eau suivie de la calcination du résidu, l'autre l'oxydation des matières organiques sous certaines conditions.

Résidu sec. — Résidu fixe après calcination. — Pour déterminer le *résidu sec* on évapore au bain-marie, dans une capsule de platine tarée 200 à 500 centimètres cubes d'eau jusqu'à siccité. On achève la dessiccation en portant la capsule dans une étuve à air à 110 degrés (fig. 8) pendant quatre heures, on laisse refroidir dans un dessiccateur (fig. 9) et on pèse rapidement, les résidus étant généralement très hygrométriques.

La capsule contenant le résidu sec est placée dans un moufle dont on élève progressivement la température jusqu'au rouge sombre, qu'on maintient jusqu'à ce que le résidu soit peu coloré. On n'obtient pas généralement avec les eaux d'égout de cendres blanches, car ces eaux renferment le plus souvent des sels métalliques, de fer en particulier. On laisse refroidir la capsule dans le dessiccateur et on pèse. Le poids ainsi noté représente le *résidu fixe*.

La différence entre le poids du résidu sec et celui du résidu fixe donne la *perte au rouge*.

(1) *Traité de microbiologie*, tome I, p. 510.

Il faut se garder de considérer la perte au rouge comme représentant la matière organique. En effet, si pendant la calcination la matière organique a été brûlée, certains sels ont été volatilisés ou décomposés en partie, comme les chlorures, les nitrites, les nitrates, les sulfates, les sels alcalino-

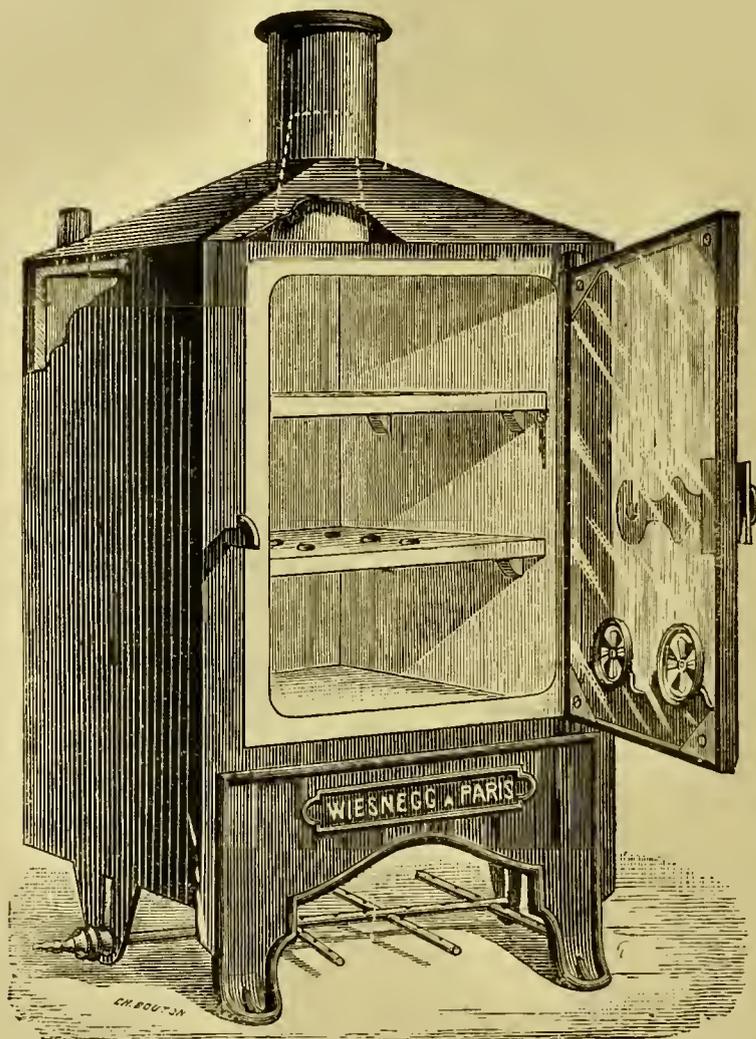


Fig. 8. — Étuve à air chaud.

terreux; on a aussi évaporé l'eau de constitution de certains sels.

D'après *Bonjean* ce qui affecte principalement et d'une façon générale le poids du résidu fixe est la perte de l'acide carbonique des carbonates alcalino-terreux et la décomposition des nitrates de ces terres alcalines. Aussi, pour remédier à cette cause d'erreur, conseille-t-il de reprendre le résidu fixe par

quelques centimètres cubes d'une solution de carbonate d'ammoniaque pur. On évapore doucement au bain-marie, puis on chauffe à feu nu ou au moufle d'abord avec précaution pour éviter les projections dues à la décomposition du carbonate d'ammoniaque puis au-dessous du rouge sombre⁽¹⁾. On laisse refroidir dans le dessiccateur et la pesée donne le poids du résidu fixe. Dans cette opération, on a transformé en carbonates les oxydes alcalino-terreux provenant de la décomposition des carbonates et des nitrates.

Malgré cette correction la détermination de la perte au rouge comme évaluation de la matière organique, donne toujours pour la comparaison d'une eau avant et après épuration des résultats plus faibles que celle de l'azote ou du carbone. Nous avons montré dans une étude sur l'*Épuration biologique des eaux de féculerie*⁽²⁾ que le coefficient d'épuration calculé par la perte au rouge est inférieur à celui calculé d'après les autres déterminations. Cependant, pour des eaux très chargées, cette donnée peut fournir des indications utiles.

Oxydabilité. — On a proposé d'évaluer la matière organique en déterminant la quantité d'oxygène qu'elle est susceptible d'emprunter au permanganate. Cette méthode présenterait certaine exactitude si par l'action du permanganate de potasse on pouvait oxyder complètement la matière organique. D'après *Tiemann et Preusse*⁽³⁾ il n'y a aucun corps, sauf l'acide oxalique, qui puisse emprunter au permanganate tout l'oxygène

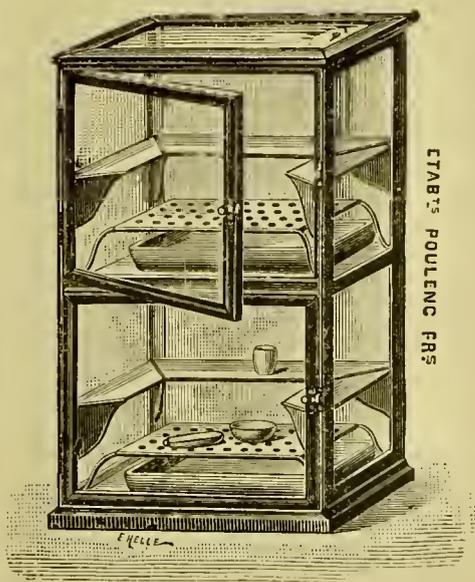


Fig. 9. — Dessiccateur à deux étages.

⁽¹⁾ Il est préférable de porter la capsule seulement au bain de sable à environ 150°, l'appréciation du rouge sombre peut être une cause d'erreur.

⁽²⁾ *Revue d'hygiène*, 1906, page 75.

⁽³⁾ Cité par DUCLAUX, *Microbiologie*, tome 1, page 511.

dont il aurait besoin pour brûler, les autres en empruntent des fractions fort différentes : l'acide tartrique les $\frac{5}{4}$, le sucre de raisin les $\frac{4}{10}$, le sucre de canne $\frac{5}{4}$ pour 100, l'acide benzoïque 22 pour 100, l'asparagine 12 pour 100, l'allantoïne 5 pour 100, et l'urée pas du tout. Cependant cette méthode, appliquée à une même eau, avant et après épuration, peut donner une idée de la perte en matière organique obtenue par le traitement. De plus, les matières organiques les plus atteintes en solution acide, d'après *Tiemann* et *Preusse*, étant les matières les plus complexes, les plus nutritives pour les microbes, les plus éloignées de l'état auquel les amène la vie microbienne, ce sera de préférence à ces matières qu'il faudra rapporter les différences de titrage au permanganate avant et après épuration⁽¹⁾.

Sur ce principe de l'oxydabilité de la matière organique par le permanganate on a proposé un grand nombre de modes opératoires. Les uns font agir le permanganate en solution acide les autres en solution alcaline, soit à l'ébullition pendant des temps différents, soit à la température ordinaire. Les méthodes les plus connues sont :

Méthode de Kubel : ébullition en solution acide, titrage en retour par l'acide oxalique.

Méthode de Schulze : ébullition en solution alcaline, neutralisation par l'acide sulfurique et titrage en retour par l'acide oxalique.

Méthode de Lévy : Ébullition en solution alcaline légère (bicarbonate de soude), neutralisation, addition de sulfate ferreux et titrage au permanganate.

Méthode anglaise à la température ordinaire ou oxygène absorbé en 4 heures en solution acide.

Pour obtenir une certaine précision dans ces déterminations, il est indispensable de se mettre dans des conditions aussi peu variables que possible; aussi la méthode suivante⁽²⁾ est-elle préférable. Il semble, d'après *Pouchet* et *Bonjean*, qu'il soit intéressant de doser l'oxydabilité non seulement en milieu acide mais aussi en milieu alcalin, car ces auteurs pensent que

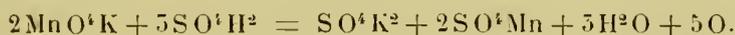
(1) On verra plus loin que certaines substances non organiques, décomposent aussi le permanganate.

(2) Méthode Pouchet et Bonjean, légèrement modifiée.

les matières organiques d'origine animale sont plus avides d'oxygène en milieu alcalin qu'en milieu acide, l'inverse aurait lieu pour les matières d'origine végétale. Cette assertion n'a pas été toujours trouvée exacte, cependant les deux déterminations simultanées peuvent dans certains cas fournir des indications non négligeables.

L'évaluation de la matière organique par l'oxydabilité au permanganate repose sur le principe suivant :

Lorsqu'on additionne une eau, renfermant des matières organiques, d'une petite quantité de permanganate de potassium à froid ou, plus rapidement à chaud, on voit la coloration disparaître et faire place à un dépôt brun d'oxyde de manganèse. Le permanganate a perdu une partie de son oxygène et s'est transformé d'après l'équation suivante :



L'oxygène est fixé par la matière organique.

Réactifs. — 1° Solution A de permanganate de potassium à 5 gr. 16 par litre.

2° Solution B de permanganate diluée : on porte 125 centimètres cubes de la solution A à 1 litre par addition d'eau distillée, 1 centimètre cube de cette solution correspond à 0 milligr. 1 d'oxygène.

3° Solution de sulfate ferreux ammoniacal. On dissout 10 grammes de sulfate ferreux ammoniacal avec 10 centimètres cubes d'acide sulfurique pur dans de l'eau distillée et on porte le volume à 1 litre.

4° Solution décimorale d'acide oxalique à 6 gr. 5 par litre. Cette solution ne se conservant que peu de temps doit être fréquemment renouvelée. On peut aussi la stériliser par filtration à la bougie Chamberland, en gardant les solutions ainsi filtrées dans des flacons stérilisés. 10 centimètres cubes de cette solution correspondent à 8 centimètres cubes de solution B de permanganate.

5° Solution d'acide sulfurique pur dilué. On verse avec précaution dans 800 centimètres cubes d'eau distillée 200 centimètres cubes d'acide sulfurique pur et on laisse refroidir.

6° Solution saturée de bicarbonate de soude.

Technique. — L'oxydabilité est obtenue par la différence

entre l'oxygène emprunté au permanganate par un volume x d'eau et l'oxygène emprunté au permanganate par un volume $2x$ de cette même eau. Dans un matras conique d'Erlenmeyer de 250 centimètres cubes de capacité, on verse un volume d'eau ⁽¹⁾ tel qu'après l'ébullition avec 40 centimètres cubes de solution B de permanganate, le liquide reste nettement coloré en rouge. Dans un autre vase de même capacité, on verse une quantité d'eau double de la première. (Dans nos expériences avec les eaux de la Madeleine, nous avons employé

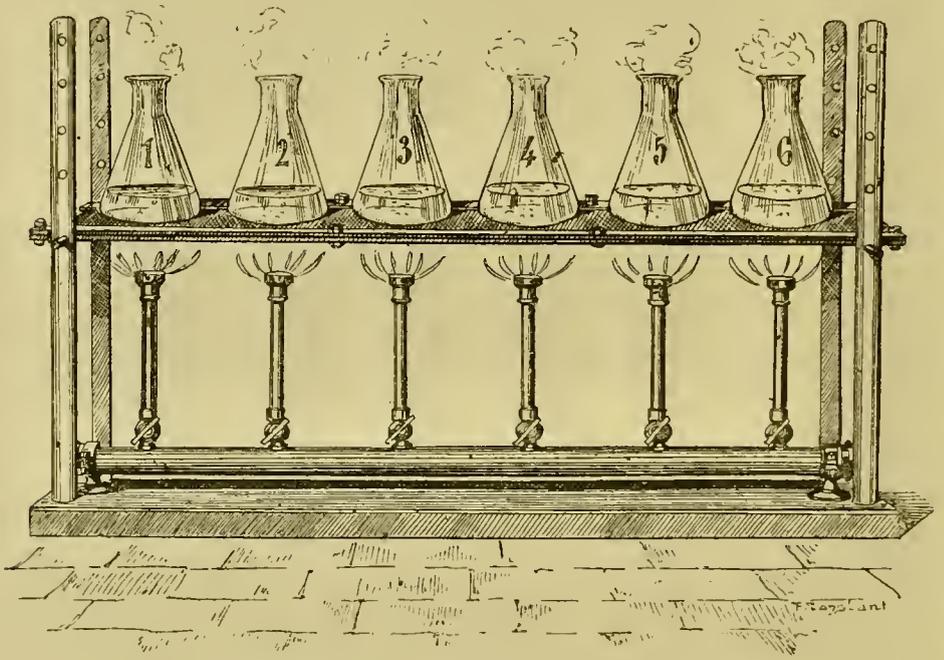


Fig. 10. — Appareil pour la détermination de l'oxydabilité à chaud.

respectivement 10 et 20 centimètres cubes d'eau brute ou d'eau sortant des fosses septiques, 25 et 50 centimètres cubes d'eau sortant du premier lit bactérien, 50 et 100 centimètres cubes d'eau sortant du deuxième lit bactérien, second contact, en des lits percolateurs.)

On complète, quand cela est nécessaire, avec de l'eau distillée, pour avoir dans les deux vases un volume égal de 100 centimètres cubes. On verse alors dans chacun des matras

⁽¹⁾ La plupart des auteurs recommandent de n'opérer que sur des eaux filtrées, cela est indiqué pour les eaux potables, ou pour les eaux bien épurées, mais pour les eaux d'égout une bonne décantation est bien suffisante, mais il est indispensable qu'elles ne contiennent aucune matière en suspension.

10 centimètres cubes d'acide sulfurique dilué et 40 centimètres cubes de solution B de permanganate. On porte à l'ébullition ménagée pendant 10 *minutes* exactement⁽¹⁾.

On ajoute 20 centimètres cubes de solution de sulfate ferreux qui décolore complètement la liqueur et on laisse refroidir.

On revient à la teinte rose très légère en ajoutant à l'aide d'une burette graduée la solution B de permanganate.

La différence volumétrique de solution de permanganate trouvée entre les deux épreuves représente l'oxygène consommé par la matière organique de 10, 25 ou 50 centimètres cubes de l'eau employée. Or, comme 1 centimètre cube de la solution B de permanganate correspond à 0 mgr. 1 d'oxygène; en multipliant respectivement par 100 ou par 40 ou par 20, on obtient la quantité d'oxygène empruntée au permanganate par un litre d'eau, en *solution acide*.

Pour l'évaluation en *solution alcaline*, on opère sur les mêmes solutions auxquelles on ajoute 20 centimètres cubes de solution de bicarbonate de soude et 40 centimètres cubes de solution B de permanganate. Après 10 *minutes* d'ébullition, on sature le bicarbonate par 10 centimètres cubes d'acide sulfurique dilué, ajouté avec précaution, et après refroidissement en titre comme précédemment.

Les solutions de permanganate étant assez facilement altérables, on doit en déterminer le titre avant l'emploi, à l'aide de la solution d'acide oxalique.

Remarque. — Il est utile de signaler les techniques employées dans certains laboratoires pour l'étude des méthodes d'épuration d'eau d'égout.

En Allemagne on emploie uniquement l'ébullition de 10 minutes en solution acide de l'eau filtrée.

En Angleterre la méthode à froid que nous allons exposer est seule en usage.

Aux États-Unis d'Amérique la durée d'ébullition des solutions acides varie, elle est de 2 minutes à Lawrence et de 5 minutes à *Boston*. Le comité des méthodes types d'analyses d'eau du laboratoire d'Hygiène d'Amérique a adopté la mé-

(1) L'excès de permanganate, restant non décomposé après ébullition, doit toujours être au moins comme 1 à 2 par rapport à la quantité décomposée.

thode *Palmer* qui comporte la digestion de l'eau acidifiée pendant 50 minutes au bain-marie bouillant.

La comparaison des résultats obtenus par ces différents modes opératoires a été faite par A. *Johnson* et A. *Elliott Kimberly* (1) qui ont donné le tableau suivant :

	Temps de contact en minutes.	Température.	Résultats.
Méthode <i>Palmer</i>	50	96°	5,14
<i>Lawrence</i>	2	100°	0,74
<i>Boston</i>	5	100°	1,00
Méthode allemande.	40	100°	1,18
Méthode anglaise.	240	26°7	0,56

Résultats. — Les résultats sont rapportés le plus souvent comme il a été indiqué plus haut en oxygène, cependant quelques auteurs expriment encore leurs résultats en acide oxalique. Pour faire cette évaluation, il suffit de multiplier par 7 le chiffre d'oxygène.

Oxygène absorbé en 4 heures. — Cette détermination (test des Anglais) s'effectue de la manière suivante :

On fait agir pendant 4 heures une solution titrée de permanganate de potassium sur l'eau analysée qui a été préalablement acidifiée par l'acide sulfurique. Au bout de ce temps, la réaction est arrêtée par l'addition d'une solution d'iodure de potassium. Le permanganate non réduit met en liberté une quantité correspondante d'iode que l'on dose avec une solution titrée d'hyposulfite de soude en présence d'amidon. Par la correspondance des solutions, on a facilement la quantité de permanganate qui a été réduite et on en tire la quantité d'oxygène qui a été absorbée par les matières organiques ou autres oxydables, présentes dans l'eau.

Réactifs. — 1° Solution diluée de permanganate de potassium; c'est la solution B indiquée plus haut pour la détermination de l'oxydabilité, 1 centimètre cube correspond à 0 mgr. 4 d'oxygène ;

2° Solution d'acide sulfurique pur au cinquième en volume ;

5° Solution d'iodure de potassium à 40 pour 100 ;

4° Empois d'amidon à 2 grammes par litre.

(1) *Journal of Infectious diseases*, 2^e supplément, fév. 1906, p. 97.

5° Solution titrée d'hyposulfite de soude. On dissout 7 grammes de ce sel dans un litre d'eau. Cette solution doit être préparée de façon que 1 centimètre cube corresponde à 2 centimètres cubes de la solution diluée de permanganate. Pour cela on mélange 50 centimètres cubes d'eau distillée, 10 centimètres cubes d'acide sulfurique dilué et 50 centimètres cubes de permanganate. On ajoute alors goutte à goutte la solution d'iodure de potassium jusqu'à ce que le mélange ait la coloration jaune brun clair de l'iode. Au moyen d'une burette graduée, on verse alors la solution d'hyposulfite jusqu'à coloration jaune pâle. On ajoute quelques gouttes de l'empois d'amidon et on continue à faire couler la solution d'hyposulfite jusqu'à décoloration. Si la solution est exacte, on aura employé 25 centimètres cubes d'hyposulfite ; si l'on n'a pas ce résultat, on ajuste la solution par une dilution convenable.

Cette solution est très altérable, aussi doit-on en préparer peu à l'avance et, en tout cas, la titrer à nouveau chaque jour.

Les réactions utilisées dans ce dosage sont établies par les équations suivantes :



On dose alors l'iode mis en liberté :



Quant à la réduction du permanganate par les matières oxydables, la formule en a été donnée pour la détermination de l'oxydabilité.

Technique. — Le dosage se fait de la même manière que le titrage de la solution d'hyposulfite.

On mesure dans un matras 50 centimètres cubes d'eau à analyser, puis 5 centimètres cubes d'acide sulfurique dilué, puis 20 centimètres cubes ou davantage de solution de permanganate. On abandonne le matras pendant 4 heures à la température du laboratoire. Au bout de ce temps on ajoute la solution d'iodure et on titre à l'hyposulfite, 1 centimètre cube de la solution d'hyposulfite correspondra à 0 mgr. 2 d'oxygène. En tenant compte du volume d'eau employé 50 centimètres

cubes, 1 centimètre cube de la solution d'hyposulfite correspondra à 4 milligrammes d'oxygène par litre.

Il est important, comme il a été indiqué pour l'oxydabilité, qu'il y ait toujours un excès de permanganate pendant les 4 heures, et qu'au bout de ce temps, le mélange soit encore très nettement coloré en rouge.

Bien que certains analystes anglais ou américains opèrent sur l'eau brute entière, il est recommandable de ne faire cette détermination que sur l'eau décantée mais non filtrée.

Le titrage par la solution d'hyposulfite doit être effectué aussitôt que possible après l'addition de la solution d'iodure, car avec le temps il y aurait une erreur par suite de la mise en liberté de l'iode par l'acide sulfurique en solution.

Remarque. — La détermination de l'oxygène absorbé en 4 heures donne dans une certaine mesure une appréciation de la quantité des matières organiques de l'eau, mais il peut s'y rencontrer d'autres composés capable de réduire le permanganate. Ce sont les produits du goudron de la houille, phénol, naphthol, naphtylamine, bases pyridiques, de teinture, indigo, campèche, des sels inorganiques, sulfocyanates, sulfites, nitrites, sels ferreux, etc.

Le plus souvent ces composés sont en quantités tellement faibles qu'ils sont négligeables; il sera cependant utile de les rechercher dans certains cas particuliers pour expliquer des résultats anormaux.

Oxygène absorbé en trois minutes. — Cette détermination de l'oxygène absorbé en 5 minutes ne sert pas à proprement parler à l'évaluation de la matière organique et nous aurons plus loin l'occasion d'y revenir en détail dans le chapitre traitant des méthodes d'appréciation du degré d'épuration d'une eau d'égout.

On opère de la même manière que pour la détermination de l'oxygène absorbé en 4 heures, sauf que la durée de contact de l'eau avec le permanganate en solution acide est réduite à 5 minutes.

Lorsque l'on a de nombreux échantillons à analyser, on emploie les dosages en série de la façon suivante : on prépare 6 fioles coniques de 250 centimètres cubes, dans chacune ou

mesure 50 centimètres cubes d'eau puis 5 centimètres cubes d'acide sulfurique dilué. Toutes les 1/2 minutes, on verse dans une fiole 20 centimètres cubes de solution de permanganate. Au bout de 5 minutes on a terminé et on revient à la première fiole dans laquelle on arrête l'action du réactif par l'iodure de potassium, après 1/2 minute on agit de même pour la voisine et ainsi de suite jusqu'à la 6^e. On titre ensuite à l'hyposulfite comme il a été dit plus haut.

Cette épreuve ne s'effectue que sur des eaux épurées et se renouvelle au bout de 7 jours d'incubation à 50° des mêmes eaux. La comparaison des deux résultats sera indiquée plus loin sous le nom d'*épreuve d'incubation*.

Les résultats obtenus ainsi donnent une indication sur les composés capables de réduire immédiatement le permanganate de potassium. Ce sont dans les eaux d'égout contenant peu ou pas de résidus industriels, principalement les sulfures et les nitrites; dans les eaux résiduaires industrielles on rencontre aussi le sulfate ferreux, les sulfocyanates, les phénols et leurs dérivés, les matières colorantes, indigo, etc. Une partie de la matière organique est aussi oxydée mais plus lentement et généralement les nombres obtenus par l'épreuve en 5 minutes sont beaucoup plus faibles que ceux de l'épreuve de 4 heures.

Carbone organique.

Si les méthodes actuelles ne permettent pas d'évaluer d'une façon précise la proportion de matière organique dans une eau, il est possible d'en déterminer certains éléments simples comme le carbone et l'azote.

Par l'analyse élémentaire on peut effectuer ces déterminations d'une façon précise, mais, lorsqu'il s'agit d'une eau d'égout et surtout d'une eau épurée, cette méthode est longue et peu pratique. De plus, il est souvent difficile de détacher des capsules, sans aucune perte, le résidu de l'évaporation des eaux pour l'introduire dans le tube à combustion.

MÉTHODE KOENIG. — Pour le dosage du carbone dissous, *Koenig* a proposé une méthode qui consiste en une véritable combustion humide des matières organiques en solution

acide, par le permanganate de potassium en excès. L'acide carbonique produit par cette combustion est fixé par de la chaux sodée contenue dans des tubes en U que l'on pèse avant et après l'opération.

Technique. — Dans un ballon en verre d'Iéna de 700 centimètres cubes de capacité, on verse 250 centimètres cubes d'eau filtrée avec 10 centimètres cubes d'acide sulfurique dilué à 1/5. On relie ce ballon à un réfrigérant à reflux et l'on porte à l'ébullition pendant 1/2 heure pour chasser l'acide carbonique libre ou combiné. On laisse un peu refroidir et on met le réfrigérant en communication avec un tube de *Péligot* contenant de l'acide sulfurique pur, puis avec une série de tubes en U. Le premier de ces tubes contient du chlorure de calcium pour dessécher le gaz; le deuxième et le troisième, munis de robinets, renferment de la chaux sodée qui retiendra l'acide carbonique dégagé par la combustion humide; enfin un quatrième tube contient dans une branche de la chaux sodée et dans l'autre du chlorure de calcium : il sert de tube de sûreté.

On a pris, avant l'opération, la tare des tubes à chaux sodée.

On verse alors dans le ballon, par un tube latéral, environ 2 grammes de sulfate mercurique et 2 grammes de permanganate de potassium. On chauffe d'abord doucement pour produire un dégagement lent d'acide carbonique, puis on porte à l'ébullition. Lorsqu'il n'y a plus de dégagement on cesse de chauffer.

On balaie tout l'appareil par un faible courant d'air qui a passé dans un tube à chaux sodée pour le dépouiller de son acide carbonique. Après quelques minutes, on arrête l'opération et on pèse les tubes à chaux sodée tarés au préalable; l'augmentation de poids donne la quantité d'acide carbonique formé aux dépens de la matière organique.

Les résultats sont exprimés en carbone en multipliant le poids d'acide carbonique par 0,2727 puis par 4 pour rapporter au litre.

Remarque. — Cette méthode est très employée en Allemagne, elle a le grand avantage d'être simple et d'un emploi facile; par contre, elle donne des résultats le plus souvent très éloignés de la vérité. Si avec les corps ternaires les erreurs sont peu importantes, avec les composés azotés elles peuvent

être considérables. M. *Constant*, notre collaborateur, a dosé par cette méthode quelques composés; en variant quelque peu la technique il a obtenu les résultats suivants :

		Ébullition.	Trouvé.	Calculé.
Amidon	10 ^{cc} SO ⁴ H ² 1/5 ^e	5 heures	75	69
Dextrine	id.	id.	75	69
Acide tartrique . .	id.	id.	104	110
—	id.	id.	97	110
Acide citrique . .	id.	id.	119	125
Urée	id.	id.	510	750
—	20 ^{cc} id.	id.	555	750
—	20 ^{cc} id.	plus longue	560	750
—	10 ^{cc} SO ⁴ H ² pur	5 heures	450	730

			KOENIG.	DESGREZ.
Peptone	10 ^{cc} SO ⁴ H ² 1/5 ^e	2 heures	77	165
—	10 ^{cc} SO ⁴ H ² pur	id.	88	"
—	10 ^{cc} SO ⁴ H ² 1/5 ^e	id.	91	"
—	20 ^{cc} id.	4 heures	104	"
—	10 ^{cc} SO ⁴ H ² pur	4 —	106	"
—	10 ^{cc} id.	5 —	114	"

			Trouvé.	Calculé.
Glycocolle	10 ^{cc} SO ⁴ H ² 1/5 ^e	5 heures	170	585
—	20 ^{cc} id.	id.	175	585
—	id.	id.	155	585
—	id.	6 heures	275	585

Le même opérateur a dosé aussi comparativement le carbone organique par la méthode Kœnig et par la méthode Desgrez décrite plus loin, dans les eaux brutes, les effluents de forces septiques et des lits bactériens à percolation de la Madeleine, il a trouvé :

	KOENIG.	DESGREZ.
Eau brute	168	502
—	188	554
—	216	522
—	220	252
Effluent des fosses septiques	96	156
—	188	194
—	196	228
—	196	248
Effluent du lit bactérien percolateur. .	55	40
—	45	48
—	42	44
—	52	28

Tous ces résultats montrent combien cette méthode est peu sûre et on peut l'assimiler entièrement à la méthode de *Wanklyn* et *Chappman* pour le dosage de l'azote dit albuminoïde dont il sera parlé plus loin.

MÉTHODE DESGREZ. — Cette méthode modifiée par *Lambling* et *Donzé*, quoique plus longue, est au contraire de la précédente à l'abri de tout reproche et peut rivaliser comme exactitude avec la méthode ordinaire par combustion avec l'oxyde de cuivre. La combustion est obtenue par l'action du bichromate de potasse et de l'acide sulfurique sur la matière organique. L'acide carbonique produit est recueilli dans un barboteur de *Schlœsing* et déterminé par pesée.

Technique. — Un litre d'eau à analyser est additionné de 20 à 50 centimètres cubes d'une solution saturée d'acide sulfureux pour éliminer tout le carbone minéral ou gazeux. Le liquide est évaporé au bain-marie ou plus rapidement au bain de sable puis, pour terminer, au bain-marie. On délaie le résidu sec dans quelques centimètres cubes d'eau acidulée et on chauffe légèrement pour chasser l'acide sulfureux qui pourrait être encore combiné, on l'introduit dans le ballon de l'appareil *Desgrez* et on achève de tout introduire en lavant à plusieurs reprises la capsule à l'eau bouillante et en la frottant avec un agitateur. Le volume total ne doit pas dépasser 20 centimètres cubes.

L'appareil (fig. 11) dans lequel se fait l'attaque par le bichromate de potassium et l'acide sulfurique comprend :

1° Un petit barboteur de *Cloez* A contenant de la lessive de soude;

2° Un tube en spirale de *Winkler* B contenant de la lessive de soude; ces deux appareils sont destinés à arrêter l'acide carbonique de l'air qu'on fait passer dans l'appareil;

3° Le ballon d'attaque C d'une capacité de 100 centimètres cubes environ;

4° Un réfrigérant à reflux D pour condenser les vapeurs entraînées;

5° Un tube en UF à ponce sulfurique pour dessécher les gaz;

6° Deux tubes en UGG' à ferrocyanure de potassium pour fixer le chlore et l'acide chlorhydrique;

7° Un tube H, contenant un mélange de 9 parties d'oxyde de cuivre et de une partie de chromate de plomb, de 25 centimètres de longueur placé sur une petite grille I à combustion, destiné à faire passer à l'état d'acide carbonique les petites quantités d'oxyde de carbone et à arrêter le soufre ;

8° Un tube en U K à ponce sulfurique pour enlever les dernières traces d'humidité que peut encore contenir le gaz ;

9° Les deux tubes absorbants pour l'acide carbonique, comprenant un barboteur de *Schlœsing* L rempli de lessive de potasse à 42° B^e et un tube en U M contenant dans une branche de la potasse en plaques, et dans l'autre, de la ponce sulfurique ;

10° Un tube en U N à ponce sulfurique pour protéger le tube précédent contre la vapeur d'eau de l'atmosphère.

On allume la grille, on adapte les tubes absorbants pour l'acide carbonique après les avoir pesés, et on ajuste le ballon d'attaque contenant le résidu à analyser comme il a été dit et

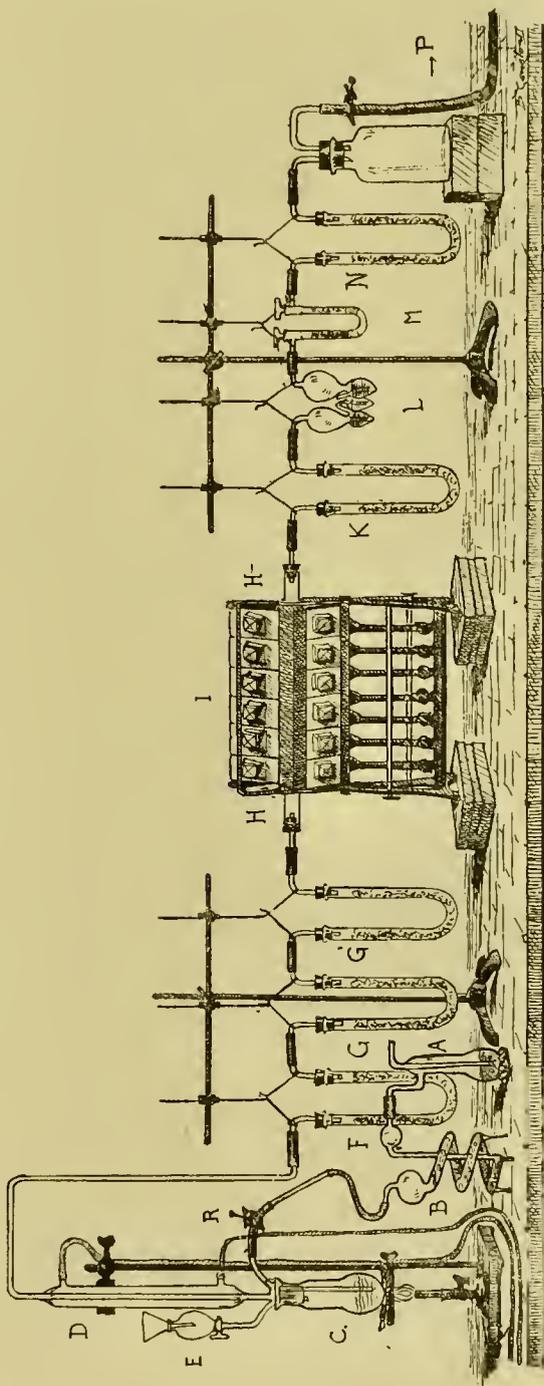


Fig. 11. — Appareil pour le dosage du carbone organique (méthode *Desprez*).

6 grammes de bichromate de potassium pulvérisé. Après avoir fermé par une pince R le tube qui relie le ballon au tube à spirale B, on fait couler goutte à goutte, par l'entonnoir à robinet E, fixé à l'appareil, 20 centimètres cubes d'acide sulfurique pur.

Aussitôt que tout l'acide est introduit, on chauffe, de manière à produire un dégagement de gaz régulier. Quand le dégagement se ralentit, on greffe le tube à ponce sulfurique qui se trouve à l'extrémité de l'appareil sur une trompe P et on fait passer bulle à bulle un courant d'air qui se débarrasse de son acide carbonique dans les deux premiers barboteurs et balaie l'appareil. On continue l'ébullition pendant une heure, puis on cesse de chauffer et on fait passer le courant d'air pendant une heure encore. On détache alors les tubes absorbants, leur augmentation de poids donne l'acide carbonique. L'opération dure à peine 5 heures.

Contrôle. — *Lambling* et *Donzé* ont contrôlé cette méthode et ont donné les chiffres suivants :

	Carbone 0 0	
	Trouvé.	Calculé.
Urée.	20,00	19,96
Acide urique	55,71	55,69
Acide hippurique	60,55	60,04
Saccharose	42,10	42,06

Quelques autres composés analysés par *Constant* ont donné

	Trouvé.	Calculé.
Amidon	158	157
Cellulose	81	80
Glycocolle.	117	114
Chlorure d'aniline.	101,9	101
Benzonaphtol	150	146

Ces résultats prouvent que cette méthode, bien que beaucoup plus simple que la méthode d'analyse élémentaire, donne toute sécurité pour la détermination du carbone organique.

Azote organique.

La méthode de *Will* et *Varentrapp* par combustion à la grille avec la chaux sodée est peu pratique pour les raisons qui ont été exposées pour le dosage du carbone.

MÉTHODE KJELDAHL. — Cette méthode plus simple consiste à détruire les composés azotés par l'acide sulfurique additionné ou non de mercure, l'azote de ces composés reste à l'état de sulfate d'ammoniaque dans le ballon d'attaque. On déplace alors l'ammoniaque par une solution de soude et on la recueille dans un ballon contenant une solution titrée d'acide sulfurique. Il est indispensable de détruire l'acide nitrique, que les eaux d'égout contiennent quelquefois et les effluents d'épuration biologique toujours, dont une partie de l'azote viendrait s'ajouter à l'azote organique. Cette élimination est obtenue facilement par l'addition du protochlorure de fer.

Technique. — On verse dans un ballon de verre d'éna de 7 à 800 centimètres cubes de capacité, 250 centimètres cubes d'eau ⁽¹⁾ avec 5 centimètres cubes d'acide sulfurique pur à 1/5, environ 50 centigrammes de protochlorure de fer, et autant de bisulfite de soude cristallisé, avec quelques morceaux de pierre ponce pour régulariser l'ébullition (fig. 12). On évapore à feu nu jusqu'à réduction à environ 50 centimètres cubes, et on laisse refroidir; on ajoute 10 à 20 centimètres cubes d'acide sulfurique pur, suivant la quantité de matières organiques contenues dans les eaux, et on chauffe jusqu'à production de fumées blanches. On ferme le ballon avec une ampoule de verre, et on chauffe jusqu'à coloration vert clair. Après refroidissement, le liquide doit être incolore. Lorsque la quantité de matières organiques est très abondante, il est quelquefois utile d'ajouter environ 10 centigrammes d'oxyde noir de cuivre et 5 gouttes de solution de chlorure de platine à 1/10, ou un globule de mercure.

On ajoute alors environ 250 centimètres cubes d'eau distil-

(1) Pour les eaux d'égout ou les eaux résiduaires industrielles très chargées, on n'emploie que 50 ou 100 centimètres cubes.

lée et si l'on a ajouté du mercure on le précipite à l'état métallique par l'hypophosphite de soude. Pour cela, on projette environ 2 grammes de ce sel dans la solution acide et on chauffe légèrement pour obtenir un précipité gris. On additionne alors la solution de quelques gouttes de solution de phénol-phtaléine puis de 40 à 80 centimètres cubes de lessive de soude à 56° Beaumé et on distille l'ammoniaque que l'on recueille dans un ballon contenant 10 centimètres cubes de

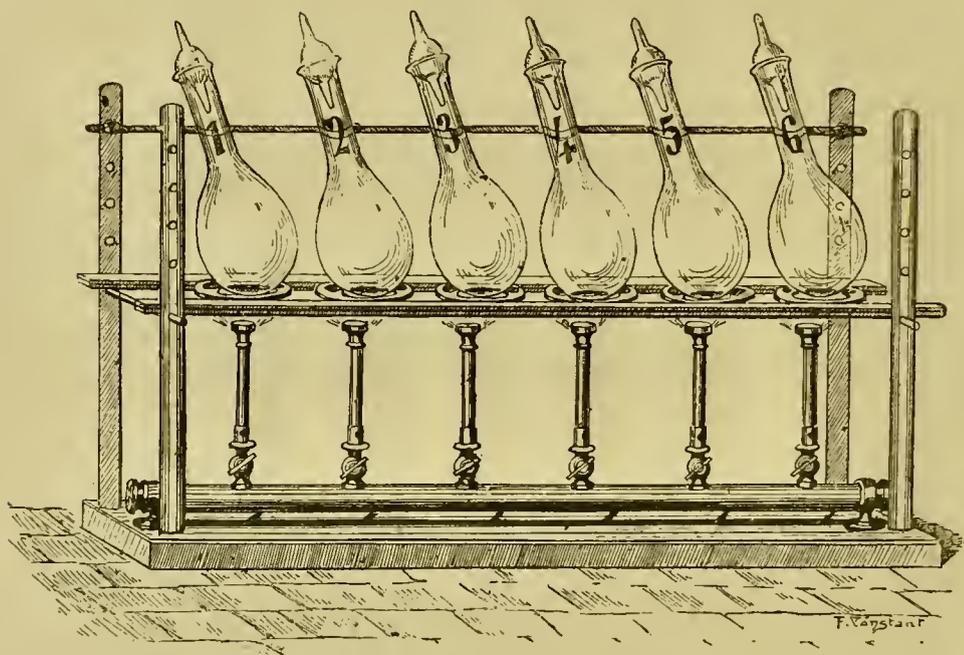


Fig. 12. — Appareil pour le dosage de l'azote organique (méthode Kjeldahl).

solution titrée d'acide sulfurique telle que ces 10 centimètres cubes soient saturés par 1 centigramme d'ammoniaque (1).

On effectue habituellement cette distillation dans un appareil d'Aubin à réfrigérant ascendant en étain. Par suite des modifications qui se produisent dans le tube en métal cet appareil doit être mis hors d'usage au bout d'un certain temps; de plus tel qu'il se trouve dans le commerce il s'accommode

(1) *Solution titrée d'acide sulfurique pour le dosage de l'azote.* — On mesure 588 centimètres cubes de solution déci-normale d'acide sulfurique qu'on étend à 1 litre avec de l'eau distillée. Dix centimètres cubes de cette solution saturent 1 centigramme d'ammoniaque.

Solution titrée de soude correspondante. — On dilue dans les mêmes proportions, la solution déci-normale de soude.

assez mal des longs ballons d'Iena qui ont été indiqués. Aussi avons-nous fait établir l'appareil représenté par la figure 15, qui quoique tout en verre est peu fragile comme l'a démontré un usage très fréquent depuis plusieurs années.

La rétrogradation, indispensable pour éviter les entraînements de solution de soude dans le distillat, est obtenue par deux boules munies d'un tube intérieur recourbé. Après avoir traversé ces deux boules les vapeurs se condensent dans un réfrigérant vertical et viennent tomber directement dans la solution acide titrée.

Il y a lieu de recommander de vérifier souvent l'état des bouchons de caoutchouc qui, s'ils sont crevassés, peuvent retenir de l'ammoniaque et ainsi causer des erreurs dans le dosage.

Lorsqu'on a distillé environ les $\frac{2}{5}$ du liquide, on titre l'acide en excès avec une solution correspondante de soude en prenant comme indicateur la teinture de cochenille (cochenille 10 grammes, eau 400 centimètres cubes et alcool 100 centimètres cubes, laisser macérer à froid pendant 8 jours et filtrer).

Résultats. — Le nombre de centimètres cubes d'acide qui a été combiné à l'ammoniaque multiplié par 4, donne la quantité totale de l'azote en ammoniaque par litre. Il faut alors retrancher l'ammoniaque libre ou saline dosée d'autre part, le nombre obtenu multiplié par 0,8255 donne l'azote organique exprimé en azote.

MÉTHODE DIRECTE SANS DISTILLATION. — *Rideal* a proposé

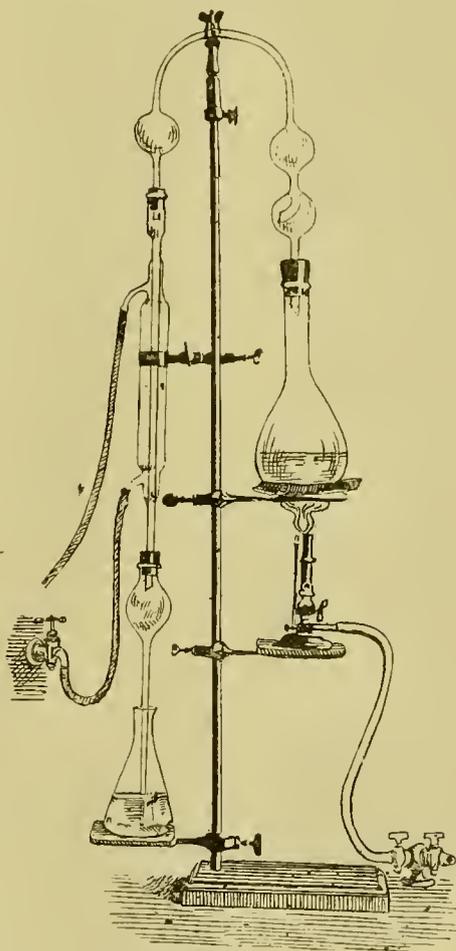


Fig. 15. — Appareil pour le dosage de l'ammoniaque par distillation.

d'opérer le dosage de l'azote plus rapidement de la manière suivante :

10 centimètres cubes d'eau d'égout ou 100 centimètres cubes d'effluent épuré additionnés de 4 centimètres cubes d'acide sulfurique pur sont chauffés dans un ballon incliné jusqu'à évaporation de l'eau et décoloration du résidu. Lorsqu'il ne reste plus environ que 2 à 3 centimètres cubes, le ballon est refroidi, le contenu est dilué avec de l'eau distillée et versé dans un ballon jaugé de 100 centimètres cubes avec les eaux de lavage, soit en tout 40 centimètres cubes environ. On ajoute alors un excès soit environ 25 centimètres cubes de solution de soude à 25 pour 100 jusqu'à obtention d'un précipité flocculent. Après refroidissement le volume est amené à 100 centimètres cubes et versé dans un flacon sec qu'on agite de temps en temps jusqu'à ce que le précipité se rassemble et se dépose facilement. Dans une portion convenable du liquide, tel ou dilué, on dose l'ammoniaque par la méthode de *Nessler*. On obtient ainsi tout l'azote non oxydé exprimé en ammoniaque. On en déduit l'ammoniaque libre ou saline et on obtient l'azote organique.

Cette méthode fut modifiée légèrement par *Mc. Gowan* qui ajoute de l'oxalate de potassium à la solution de soude pour précipiter la chaux et qui recommande que la solution ne soit que légèrement alcaline.

Cette manipulation est assez délicate et les résultats ne sont pas obtenus plus rapidement que par la première méthode que nous recommandons de préférence.

Azote albuminoïde. — Méthode de Wanklyn et Chapmann. — Lorsqu'on soumet le résidu de la distillation de l'eau qui a servi à donner l'ammoniaque libre et saline, à une deuxième distillation en présence d'une solution alcaline de permanganate de potasse, on recueille de nouvelles quantités d'ammoniaque qui proviennent de la destruction partielle des composés organiques azotés.

Cette méthode a été proposée à *Wanklyn* en 1867 qui croyait à cette époque obtenir ainsi tout l'azote organique. Il reconnut plus tard que l'on recueillait seulement les $\frac{2}{5}$ mais cela d'une façon constante. Depuis *Frankland* démontra que cette

proportion était extrêmement variable et ces résultats furent confirmés par de nombreuses expériences. Récemment encore *Phelps* (1) a montré que, suivant la concentration de la solution de permanganate, on obtenait des résultats différents. Ainsi dans une eau d'égout :

Avec 25 ^{re} solution de permanganate, il recueillit	4 ^{mgr}	d'AzH ⁵	par litre.
— 50 ^{re}	—	8 ^{mgr} ,8	—
— 100 ^{re}	—	10 ^{mgr} ,4	—

Même avec une quantité invariable de réactif, 50 centimètres cubes, les différents composés azotés abandonnent plus ou moins d'ammoniaque. Voici les quantités d'ammoniaque obtenues pour cent de celui que peut fournir l'azote total contenu dans ces substances :

Albumine d'œuf.	52
Caséine.	21
Gélatine	42
Extraits végétaux avec eau froide	54
— avec eau chaude	48
— avec chloroforme	29
Peptone Witte	50
Asparagine	75
Eau distribution	45
Eau résiduaire (15 analyses) moyenne	54,8
— maximum.	54,8
— minimum.	15,2

Les résultats obtenus par cette méthode ne peuvent donner que de si vagues indications que nous y avons complètement renoncé. Nous croyons toutefois utile de la décrire pour l'intelligence des bulletins d'analyses anglais dans lesquels figure presque toujours cette détermination.

Par la méthode *Wanklyn et Chapman* on dose d'abord l'ammoniaque libre ou saline, puis l'ammoniaque dite albuminoïde.

On additionne 500 centimètres cubes d'eau, ou une dilution convenable, de carbonate de soude (1 centimètre cube de solution à 10 pour 100) et on distille 50 centimètres cubes de liquide, dans lesquels on dose l'ammoniaque par nesslerisation. On recueille ensuite 150 centimètres cubes de distillat qu'on rejette. On admet que l'ammoniaque contenue dans les 50 premiers

(1) *Journal of Infectious diseases*, 1094, p. 527.

centimètres cubes recueillis représente les trois quarts de l'*ammoniaque libre ou saline* de l'eau analysée.

On laisse refroidir et on ajoute aux 500 centimètres cubes restant dans le ballon 50 centimètres cubes de solution alcaline de permanganate, contenant 8 grammes de permanganate et 200 grammes de potasse caustique par litre et on distille de nouveau. On recueille 5 volumes de 50 centimètres cubes de liquide, dans lequel on dose également l'ammoniaque par le réactif de *Nessler*. Cette ammoniaque représente l'*ammoniaque albuminoïde*.

Ammoniaque.

L'ammoniaque est avec l'azote gazeux le terme ultime de la désintégration des matières azolées, aussi la rencontre-t-on toujours en quantités quelquefois importantes dans les eaux résiduaires et surtout dans les eaux d'égout charriant les déchets de la vie qui sont rapidement la proie des ferments microbiens.

La recherche de l'ammoniaque dans ces eaux s'effectue par le réactif de *Nessler*. Pour le dosage, il existe principalement deux méthodes : la méthode par distillation et la méthode colorimétrique directe. Nous exposerons d'abord ces méthodes et nous étudierons ensuite le choix qu'il convient d'en faire.

MÉTHODE PAR DISTILLATION. — On mesure dans un ballon 500 centimètres cubes ou 1 litre d'eau et on l'alcalinise par une petite quantité de carbonate de soude (exempt d'ammoniaque) ou mieux de magnésie calcinée. On réunit le ballon à un réfrigérant et on distille jusqu'à ce qu'une goutte du liquide distillé ne colore plus le réactif de *Nessler*. La chaleur doit être réglée de telle sorte qu'il ne distille pas plus de 10 centimètres cubes et pas moins de 6 centimètres cubes par minute.

Nous avons décrit plus haut (fig. 15) l'appareil que nous avons adopté et les raisons qui nous font abandonner l'appareil d'*Aubin*.

Nous avons remarqué que les eaux d'égout étant généralement alcalines l'ébullition seule de l'eau sans aucune addition

peut chasser toute l'ammoniaque qui s'y trouve le plus souvent en totalité à l'état de carbonate.

Des expériences comparatives nous ont donné des résultats un peu plus faibles par l'ébullition seule que par l'ébullition avec une substance alcaline; nous verrons plus loin l'explication que l'on peut donner de ces différences.

Le liquide distillé est reçu dans un ballon contenant 10 centimètres cubes d'acide sulfurique titré dont nous avons déjà donné la composition.

Lorsque la distillation est terminée on dose l'acidité restant en présence de teinture de cochenille, la différence permet d'obtenir par le calcul la quantité d'ammoniaque.

On peut aussi porter le distillat à un volume connu et doser par la méthode colorimétrique. Nous pensons que le dosage alcalimétrique est préférable et surtout plus rapide, il exige simplement que l'opération s'effectue sur un plus grand volume de liquide.

MÉTHODE COLORIMÉTRIQUE. NESSLERISATION. — Le réactif de *Nessler* est une solution alcaline d'iodure mercurique et d'iodure de potassium. Lorsqu'on ajoute à ce réactif de très petites quantités d'ammoniaque il se produit une coloration jaune orange qui est d'autant plus intense que l'ammoniaque est plus abondante; passé une certaine limite, il se produit un précipité rouge brun. On admet qu'il se produit la réaction suivante :



Suivant *Buisson* ⁽¹⁾, la réaction n'est pas totale, il s'établit une sorte d'équilibre entre les éléments en présence. Cela explique les mauvais résultats, signalés par certains auteurs, obtenus par l'emploi de ce réactif, mais on peut éviter ces insuccès en employant judicieusement la méthode que nous avons adoptée. La nesslerisation nécessite les réactifs suivants :

1° *Réactif de Nessler*. — On triture, dans un mortier en verre,

⁽¹⁾ *C. R.*, 50 juillet 1903.

15 gr. 55 de bichlorure de mercure avec 37 grammes d'iodure de potassium, et on dissout le mélange dans 500 centimètres cubes d'eau distillée ajoutée peu à peu. Cette solution est additionnée de 500 centimètres cubes de lessive de soude à 36° Baumé. On verse alors, en agitant après chaque addition, une solution saturée de bichlorure de mercure jusqu'à ce que le précipité obtenu commence à ne plus se redissoudre (¹). On complète à un litre, on laisse déposer quelques jours et on décante. Ce réactif doit être conservé dans des flacons jaunes,

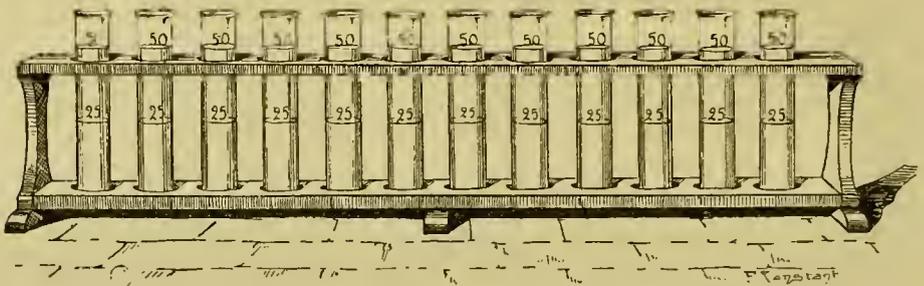


Fig. 14. — Tubes pour le dosage colorimétrique de l'ammoniaque.

à l'abri de la lumière : il sera comparé avec un réactif préparé antérieurement et donnant de bons résultats.

2° *Solution titrée d'ammoniaque.* — On dissout dans un litre d'eau distillée 0 gr. 5147 de chlorure d'ammonium pur et sec. 10 centimètres cubes de cette solution renferment 1 milligramme d'ammoniaque. On peut contrôler rapidement cette solution par le dosage volumétrique du chlore au moyen d'une solution titrée d'azotate d'argent.

3° *Solution type d'ammoniaque.* — 20 centimètres cubes de la solution précédente sont portés à un litre par addition d'eau distillée. Cette solution contient 2 milligrammes d'ammoniaque par litre.

4° *Solution alcaline.* — On dissout 200 grammes de soude caustique à l'alcool et 200 grammes de carbonate de soude pur dans 600 centimètres cubes d'eau distillée environ, dans une

(¹) Cette saturation du réactif par le bichlorure de mercure est très importante; car, faute de l'avoir obtenue, la coloration qui se produit normalement, lorsqu'on y ajoute une solution ammoniacale, est faible ou peut même ne pas apparaître.

capsule en porcelaine. On porte à l'ébullition, pour chasser l'ammoniaque, jusqu'à ce qu'on n'obtienne plus de coloration par le réactif de Nessler. On laisse refroidir et on complète à 1 litre avec de l'eau distillée.

5° *Solution d'acétate de zinc* à 10 grammes pour 100 centimètres cubes ou *solution de sous-acétate de plomb commerciale*. Il est indispensable de vérifier si ces solutions contiennent de l'ammoniaque, ce qui est exceptionnel.

6° *Solution de sel de Seignette*. — On dissout 50 grammes de sel de Seignette pur (tartrate de potasse et de soude) dans 100 centimètres cubes d'eau distillée. Tous les sels de Seignette du commerce, même ceux vendus comme en étant exempts, contiennent des quantités d'ammoniaque quelquefois assez importantes. Lorsque la proportion est faible il suffit d'ajouter à 100 centimètres cubes de solution 5 centimètres cubes de réactif de Nessler; il se forme un précipité qui se dépose. On décante la liqueur claire qui ne doit plus se colorer par une nouvelle addition de réactif.

Si la quantité d'ammoniaque est forte, on ajoute à la solution de sel de Seignette 10 centimètres cubes de lessive de soude; on fait bouillir jusqu'à ce qu'on n'obtienne plus de coloration avec le réactif de Nessler et on rétablit au volume primitif.

Nesslerisation. — Le dosage colorimétrique ne peut s'effectuer que sur une eau limpide et incolore, il est donc indispensable de clarifier et décolorer les eaux avant d'y verser le réactif. De plus, certains composés comme les sulfures agissant sur le réactif de Nessler, il est indispensable de les éliminer.

Il peut donc se présenter trois cas :

a) Lorsque l'eau est incolore, limpide et ne renferme pas de sulfures on peut faire agir directement le réactif de Nessler. On prévient la précipitation des sels alcalino-terreux par la soude du réactif en ajoutant 1 centimètre cube de solution de Seignette à 100 centimètres cubes d'eau à analyser.

b) Les eaux troubles ou légèrement colorées sont clarifiées et le plus souvent décolorées par la précipitation des sels alcalino-terreux obtenue par l'addition de 1 centimètre cube de solution alcaline à 100 centimètres cubes d'eau; on laisse

déposer ou on filtre si l'épreuve doit être immédiate (1).

c) Les sulfures sont éliminés par l'addition d'une solution d'acétate de zinc ou de plomb (1 centimètre cube de ces solutions pour 100 centimètres cubes d'eau).

Nous préférons l'acétate de plomb qui a l'avantage de précipiter aussi les sulfocyanates qui donnent une coloration avec le réactif de Nessler.

Il est indispensable de précipiter l'excès de ces sels par l'addition comme précédemment de la solution alcaline. On laisse déposer et on décante.

Nous recommandons, lorsque pour les eaux riches en sels alcalino-terreux ces sels n'ont pas été éliminés complètement par l'addition de la solution alcaline, d'ajouter à l'eau décantée de la solution de sel de Seignette, comme il a été dit plus haut.

La précipitation ne doit être effectuée que sur des eaux convenablement diluées; car le précipité lorsqu'il est abondant, peut entraîner de l'ammoniaque et celle-ci peut se dégager du liquide si l'eau en contient de fortes proportions.

Après avoir obtenu une eau limpide et incolore, on en prélève une quantité convenable, c'est-à-dire une quantité qui, portée à 50 centimètres cubes, donnera par addition de 1 centimètre cube de réactif de Nessler une coloration d'une intensité analogue à celle que l'on obtiendra en ajoutant à 50 centimètres cubes de solution type d'ammoniaque 1 centimètre cube de ce réactif.

Les colorations sont comparées au colorimètre après environ une heure et par une proportion on déduit la quantité d'ammoniaque par litre.

La coloration due à l'action de l'ammoniaque sur le réactif de Nessler croit dans les premiers moments de mélange, elle reste stationnaire un certain temps puis enfin décroît pour disparaître avec dépôt d'un précipité jaune. Aussi est-il indispensable de préparer un tube témoin avec la solution type, pour chaque série de dosages effectués au même moment. Pour la même raison, nous ne conseillons pas l'adoption d'une

(1) On a aussi proposé d'ajouter à l'eau quelques gouttes d'une solution de sulfate de cuivre avant l'addition de la solution alcaline.

solution type stable comme par exemple la solution chlorhydrique de chlorure de platine à 2 grammes par litre.

Comme il n'est pas possible d'établir d'échelle colorimétrique comme pour les nitrates, on doit comparer les colorations obtenues au colorimètre Duboscq (*fig. 15*).

Nous avons signalé, il y a quelques années ⁽¹⁾, la nécessité de ne faire agir le réactif que sur des solutions d'ammoniaque d'une teneur voisine de 2 milligrammes par litre. Nous avons dit plus haut que, lorsque l'ammoniaque est en forte proportion dans une eau, l'addition de réactif produit un précipité. Mais, même aux doses où le précipité n'apparaît pas encore, les colorations ne sont pas rigoureusement proportionnelles à la teneur en ammoniaque, comme le montre le tableau suivant :

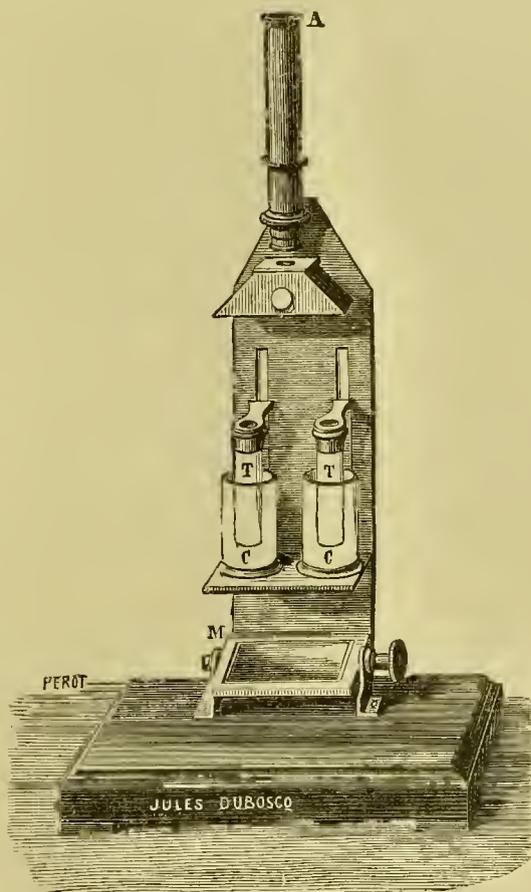


Fig. 15. — Colorimètre Duboscq.

Solution à	10 ^{mgr} par litre;	trouvé	9,28	erreur	-0,72
—	8	—	7,52	—	-0,68
—	6	—	5,68	—	-0,52
—	4	—	5,90	—	-0,10
—	2	—	2,09	—	0
—	1	—	1,00	—	0
—	0,5	—	0,60	—	+0,10
—	0,2	—	0,52	—	+0,12

Pour établir ce tableau, nous avons comparé à la solution type à 2 milligrammes d'ammoniaque par litre des solutions contenant des quantités croissantes et décroissantes d'ammo-

⁽¹⁾ *Revue d'hygiène*, 1901. page 968.

niaque. On voit que les erreurs ne sont pas négligeables, surtout lorsque le résultat doit être multiplié par un facteur plus ou moins important.

La méthode la plus défectueuse est celle qui a été proposée par certains auteurs et qui consiste à additionner l'eau d'une certaine quantité de réactif dans un tube et de produire une coloration identique dans un autre tube en ajoutant peu à peu au réactif dilué dans l'eau distillée une certaine quantité de solution titrée d'ammoniaque. L'incertitude du moment précis où il faut cesser toute addition enlève toute sécurité aux résultats.

COMPARAISON ENTRE LES DEUX MÉTHODES. — Il est généralement admis que la méthode par distillation permet d'obtenir des résultats plus certains que la méthode colorimétrique. Il semble cependant, au moins pour les eaux résiduaires, qu'on accorde maintenant à cette dernière plus de confiance que par le passé.

Par la distillation de l'eau alcalinisée, on est assuré que toute l'ammoniaque distillera, mais il est reconnu aussi que l'ébullition en solution alcaline de certains composés azotés peut donner par leur décomposition partielle des quantités appréciables d'ammoniaque. Ainsi par la distillation nous avons obtenu avec les composés suivants :

Urée.	5 0/0 d'AzH ³		Glycocolle.	2 0/0 d'AzH ³
Acide urique	0,5 --		Asparagine	5 —
Acide hippurique . .	2 —		Allantoïne.	1,5 —

De même *Phelps* ⁽¹⁾ a obtenu de l'ammoniaque, dans les mêmes conditions, avec la gélatine, la caséine, l'albumine d'œuf, la peptone et la naphtylamine. Or, on sait qu'il existe dans les eaux résiduaires tous les produits de désintégration des matières albuminoïdes, depuis l'albumine jusqu'à l'ammoniaque, produits que nous connaissons fort mal, et qui étant très instables donnent, par l'ébullition en solution alcaline, des quantités d'ammoniaque au moins comparables, si non supérieures à celles que nous venons d'indiquer. Nous en avons du reste une preuve frappante par les nombres donnés par *Phelps*. Une eau d'égout décantée donna par distillation

⁽¹⁾ *Journal of infectious diseases*, 1904, p. 527.

18^{mg},8 d'ammoniaque par litre, la même eau filtrée soigneusement au papier n'en donna plus que 17^{mg},5. L'ammoniaque et ses sels sont très solubles dans l'eau et ne sont pas retenus par les filtres, la différence 1^{mg},5 ne peut donc provenir que de la décomposition de matières azotées colloïdales en suspension dans l'eau.

Ceci explique qu'on trouve toujours les résultats obtenus par nesslerisation plus faibles que par distillation; la différence atteint en moyenne 10 pour 100 ⁽¹⁾, mais, par nesslerisation directe sans précipitation, elle est souvent moindre. Ainsi la moyenne de 15 analyses de chaque échantillon nous a donné :

	Distillation. milligr.	Nesslerisation. milligr.
Eau d'égout décantée (non filtrée)	15,55 par litre	15,2 par litre
Effluent des fosses septiques.	16,89 —	15,1 —
Effluent du lit bactérien de 1 ^{er} contact . .	8,59 —	8,45 —
— de 2 ^e —	4,84 —	4,19 —
— à percolation.	2,65 —	2,16 —

Ce qui donne une différence moyenne de 7,5 pour 100. Il est à remarquer à l'appui de notre thèse que c'est l'eau qui contient le plus de matières en voie de décomposition plus ou moins avancée, l'effluent des fosses septiques, qui fournit les nombres les plus différents.

Il faut d'autre part signaler que certains composés, les aldéhydes, les acétones, les sulfoeyanates, ont une action sur le réactif de Nessler; ces derniers peuvent être facilement éliminés par précipitation au moyen de la solution d'acétate de plomb. Enfin, certaines eaux résiduaires industrielles ne peuvent être facilement décolorées. Dans ces deux cas il est indispensable d'avoir recours à la distillation.

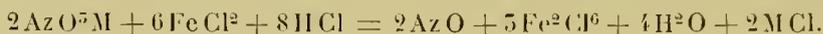
Nous pensons donc que lorsque l'eau résiduaire ne contiendra pas de composés agissant sur le réactif de Nessler, autres que l'ammoniaque, ou lorsque ces composés pourront en être facilement éliminés, et lorsqu'on pourra facilement obtenir un liquide limpide et incolore, la méthode colorimétrique plus rapide devra être préférée à la méthode par distillation.

⁽¹⁾ *Report of Committee of standard methods of water analysis.* Chicago, 1905.

Nitrates.

Le dosage des nitrates peut s'effectuer par la méthode gazométrique, par la méthode par réduction ou par les méthodes colorimétriques.

I. **Méthode gazométrique.** — *Méthode de Schlösing.* Cette méthode permet de doser exactement les nitrates, même dans le cas où les eaux renferment des matières organiques. Elle repose sur la transformation des nitrates en bioxyde d'azote, qu'on recueille et qu'on mesure, au moyen de l'action du protochlorure de fer et de l'acide chlorhydrique :



Dans les recherches précises, il est recommandé de recueillir le gaz sur le mercure, cependant, d'après Tiemann, on peut, sans rien enlever à l'exaetitude de la méthode et en la rendant ainsi plus pratique, remplaceer le mercure par une solution de soude bouillie.

Technique. — L'appareil (*fig. 16*) se compose d'un ballon A d'une contenance de 200 centimètres cubes environ, fermé par un bouchon en caoutchouc à deux trous par lesquels passent 2 tubes courbés en verre épais à lumière très étroite. Le tube *abc* dépasse d'environ 2 centimètres le bouchon dans l'intérieur du ballon. Le tube *efg* est coupé au contraire au ras de la face inférieure du bouchon. La partie inférieure de ce tube est recourbée pour s'engager dans l'éprouvette à gaz B de 25 centimètres cubes graduée par dixièmes de centimètre cube, plongeant dans la cuve C contenant de la lessive de soude à 40 pour 100, qui a été bouillie au préalable.

Le tube *abc* est terminé par une pointe effilée qui plonge dans le verre D. Les deux tubes sont coupés en leur milieu et réunis par des tubes en caoutchouc à vide sur lesquels on place les pinces *p* et *p'*.

On a préparé au préalable une solution concentrée de protochlorure de fer contenant 100 grammes de ce sel dissous

dans 100 centimètres cubes d'eau distillée additionnée de 50 centimètres cubes d'acide chlorhydrique pur.

Dans une capsule en porcelaine, on réduit par évaporation au bain-marie 500 centimètres cubes d'eau ou plus jusqu'à 50 centimètres cubes environ. On verse le résidu de l'évaporation dans une fiole jaugée de 100 centimètres cubes, on lave la capsule à l'eau distillée et avec les eaux de lavage on affleure en trait de jauge, on agite et on filtre. Nous recommandons cette manipulation, car on élimine

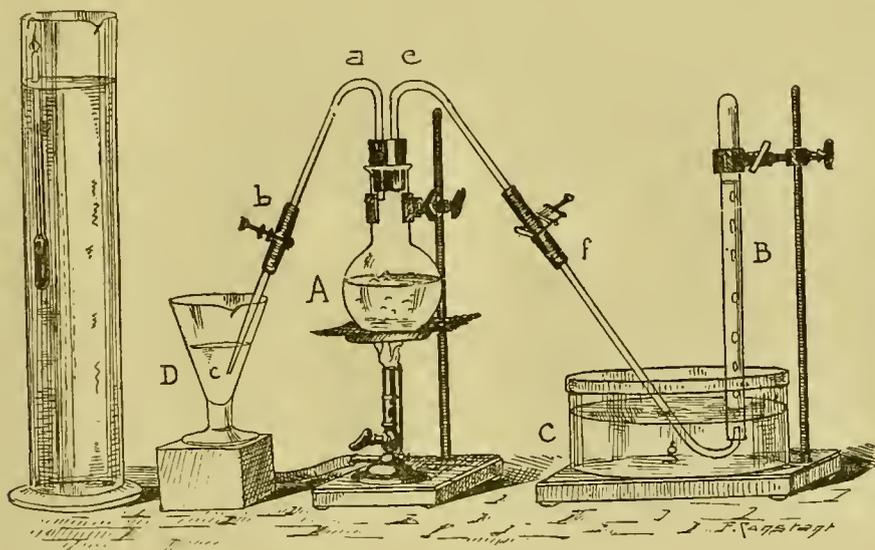


Fig. 16. — Appareil pour le dosage des nitrates.

ainsi la plus grande partie des carbonates alcalino-terreux qui cèdent l'acide carbonique pendant le dosage, cet acide saturant inutilement la lessive de soude contenue dans l'éprouvette.

Dans le ballon de l'appareil, on mesure 50 centimètres cubes du filtrat ou moins s'il y a plus de 100 milligrammes d'acide azotique par litre et les pinces p et p' étant ouvertes, on porte à l'ébullition. Lorsqu'il ne reste plus dans le ballon que 15 à 20 centimètres cubes, on plonge l'extrémité g dans la cuve C et on constate que la vapeur se condense dans le liquide alcalin sans dégagement de bulles d'air. Dans le petit verre D on verse 20 à 25 centimètres cubes de la solution de protochlorure de fer et on y plonge l'extrémité c . On serre alors les pinces et de part et d'autre le liquide doit remplir les tubes

jusqu'aux pinces. On retire le brûleur et on laisse refroidir le ballon quelques minutes, le vide s'y produit. On ouvre alors avec précaution la pince p et on fait entrer 15 à 20 centimètres cubes de la solution de fer, puis par petites quantités à la fois environ le même volume d'acide chlorhydrique pur de façon que la solution ferreuse soit chassée du tube $a b c$. On chauffe alors doucement et de temps à autre on ouvre avec précaution la pince p' pour s'assurer s'il n'y a pas de pression à l'intérieur du ballon. Dans ce cas, on ouvre progressivement la pince et on recueille le gaz dans l'éprouvette C. A la fin de l'opération on chauffe un peu plus fort jusqu'à ce que le volume de gaz n'augmente plus dans l'éprouvette. On ferme alors l'éprouvette C avec le pouce, on agite le liquide avec le gaz et on la transporte dans une cuve à eau ou une large éprouvette à pied pleine d'eau à 15-18 degrés.

On s'assure que tout l'acide carbonique a été absorbé par la solution alcaline; pour cela on introduit dans l'éprouvette à gaz une pastille de potasse caustique et sortant l'éprouvette de l'eau on l'agite pendant quelque temps avec l'eau alcaline. Le volume du gaz après cet essai ne doit pas avoir varié : s'il a diminué, recommencer l'essai jusqu'à invariabilité.

Après quelques minutes, on note le volume du gaz, la température de l'eau et la pression atmosphérique. On ramène le volume à zéro et à la pression de 760 millimètres en tenant compte de la tension de vapeur de l'eau par la formule suivante :

Soit n le nombre de centimètres cubes de gaz trouvé à la lecture,

H la pression atmosphérique,

e la tension de vapeur d'eau à t° ,

α le coefficient de dilatation des gaz (0,00567),

t la température de l'eau,

$$N \text{ le volume de gaz corrigé} = \frac{n \times \frac{H - e}{760}}{1 + \alpha t} \quad (1).$$

(1) On peut si l'on n'a pas de baromètre précis, faire au même moment un dosage avec une solution titrée de nitrate alcalin et calculer par comparaison.

TEMPÉRATURE	TENSION	TEMPÉRATURE	TENSION
5	6,471	16	15,519
6	6,959	17	14,409
7	7,456	18	15,551
8	7,964	19	16,545
9	8,525	20	17,596
10	9,126	21	18,505
11	9,751	22	19,675
12	10,421	25	20,909
15	11,150	24	22,211
14	11,882	25	25,582
15	12,677	26	25,026

On obtient ensuite le poids d'acide azotique anhydride Az^2O^5 en milligrammes en multipliant N par 2,415 puis par un facteur convenable suivant la quantité d'eau ayant servi au dosage pour ramener à la proportion par litre.

Si l'eau renferme des nitrites, l'acide nitreux est obtenu par cette méthode comme acide azotique, on retranchera pour chaque partie d'acide nitreux dosé d'autre part 1,421 partie d'acide azotique du résultat trouvé pour les nitrates.

Méthode de Müntz. — La méthode de dosage des nitrates la plus précise est celle de Müntz; elle permet d'apprécier avec une grande exactitude des quantités très petites de nitrites ou de nitrates, ou des mélanges de ces deux sels⁽¹⁾.

Les dosages se font d'après la méthode de Schlœsing, qui consiste à transformer les nitrates en bioxyde d'azote qu'on recueille et qu'on mesure sur le mercure. Pour doser les nitrites, on se base sur ce fait que ces sels, chauffés avec du sulfate ferreux, se décomposent intégralement en donnant du bioxyde d'azote. Dans ces conditions, les nitrates ne sont pas attaqués. Si on additionne alors le liquide d'acide chlorhydrique quand les nitrites sont détruits, les nitrates sont décomposés à leur tour, et tout l'azote qu'ils contiennent se dégage à l'état de bioxyde d'azote. Il suffit donc, en pratique, d'introduire d'abord dans le ballon du sulfate ferreux au contact de la liqueur dans laquelle on veut doser les nitrites;

⁽¹⁾ Nous empruntons la description de cette méthode au travail de Boulanger et Massol sur les microbes nitrificateurs, *Annales de l'Institut Pasteur*, 1905, p. 492.

on chauffe, et on recueille le bioxyde d'azote dans une première cloche. Cette réaction s'achève très rapidement. Quand le dégagement de gaz a cessé, on change de cloche et on fait arriver de l'acide chlorhydrique au contact du liquide. Les nitrates sont décomposés à leur tour, et on recueille le bioxyde d'azote dans la deuxième cloche. On obtient ainsi séparément, mais dans une même opération, le bioxyde d'azote correspon-

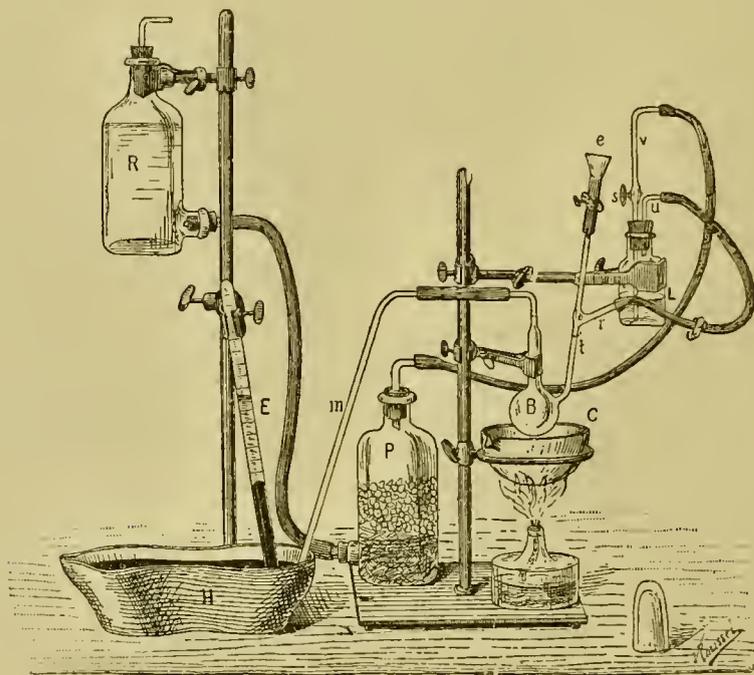


Fig. 17. — Appareil de Müntz pour le dosage des nitrates.

dant aux nitrites et aux nitrates, et on en déduit la proportion de ces sels présente dans la liqueur.

L'appareil qui sert pour ces dosages est l'appareil Schloësing, légèrement modifié (*fig. 17*).

Le petit ballon B, dans lequel s'effectuent les réactions, contient seulement environ 50 à 55 centimètres cubes. La tubulure supérieure sert au dégagement des gaz et est reliée au tube abducteur *m* qui s'ouvre sous la cuve à mercure H. Au centre du ballon se trouve une deuxième tubulure, qui porte un tube vertical assez fin. Ce tube *t* se bifurque bientôt en donnant deux branches : l'une est reliée par un fort caoutchouc muni d'une pince à un très petit entonnoir *e* qui sert à l'introduction des liquides ; l'autre *r* est reliée à un appareil

continu RP producteur d'acide carbonique. Le chauffage s'opère en plongeant le petit ballon dans un bain *c* de paraffine ou d'alliage de Wood, maintenu à la température voulue par une lampe à alcool. Ce mode de chauffage est très pratique, car il empêche la surchauffe et les absorptions qui arrivent parfois avec le chauffage direct par la lampe à alcool. En outre, le support du bain d'alliage porte un manche en bois pour abaisser ou élever facilement ce bain; on peut ainsi produire à volonté dans l'appareil de légères dépressions qui permettent d'introduire sans difficulté les liquides par le petit entonnoir pendant l'opération.

Voici comment s'exécute l'analyse. Il faut d'abord amener le liquide au point de concentration voulu. Quand il s'agit de doser seulement les nitrites, il n'est pas nécessaire de beaucoup concentrer, la réaction se produisant très bien en milieu étendu. Ce fait a une certaine importance, car certains nitrites, comme le nitrite de magnésium, sont très instables, et leurs solutions se décomposent déjà partiellement à 400°. Pour les nitrates, il est nécessaire de concentrer de manière à avoir, sous un volume de quelques centimètres cubes, 10 à 20 milligrammes de nitrate. La liqueur d'essai est introduite par le petit entonnoir dans le ballon. On lave à plusieurs reprises avec quelques gouttes d'eau distillée, puis on chasse l'air de l'appareil en laissant arriver un courant d'acide carbonique. Cette opération effectuée, on place sur le tube abducteur, qui plonge dans la cuve à mercure, une cloche de 25 centimètres cubes graduée au 1/10, dans laquelle on a introduit 3 à 4 centimètres cubes d'une solution de potasse à 59-40° Baumé. On s'assure qu'il n'y a plus d'air dans l'appareil en faisant passer encore deux ou trois bulles de gaz carbonique, qui doivent être entièrement absorbées par la potasse. On fait alors entrer dans l'appareil par le petit entonnoir, en produisant une légère dépression, 1 à 2 centimètres cubes d'une solution saturée de sulfate ferreux. On lave à plusieurs reprises et on chauffe le bain d'alliage. Le bioxyde d'azote se dégage. Quand le dégagement gazeux paraît terminé, on fait passer bulle à bulle, sans arrêter l'ébullition, un courant de gaz carbonique pour balayer l'appareil et entraîner tout le bioxyde d'azote. On enlève cette première cloche.

On place alors sur le tube abducteur une deuxième cloche, puis, en abaissant un peu le bain d'alliage, on crée une légère dépression et on fait arriver par le petit entonnoir 2 à 3 centimètres cubes d'acide chlorhydrique. On plonge de nouveau le ballon dans le bain d'alliage, et le bioxyde d'azote des nitrates se dégage à son tour. L'appareil est balayé à la fin, comme précédemment, par un courant de gaz carbonique.

On obtient ainsi deux cloches à gaz qu'on plonge dans une petite cuve à mercure profonde pour les mettre en équilibre de température avec le mercure qui les entoure, et pour permettre à la potasse d'achever d'absorber l'acide carbonique. On amène alors le mercure au même niveau dans les cloches et dans la cuvette, afin de n'avoir comme contre-pression que la colonne de potasse. On note le volume de gaz, la température, la hauteur de la colonne de potasse et la pression barométrique. Pour les calculs, on admet que la tension de vapeur de la solution de potasse est sensiblement égale aux deux tiers de la tension de vapeur d'eau à la même température, et que sa densité est dix fois moindre que celle du mercure, c'est-à-dire qu'une colonne de 4 centimètres de potasse correspond à une colonne de mercure de 4 millimètres. Il suffit alors de ramener les volumes gazeux à 0° et à 760 millimètres et on en déduit le nitrite et le nitrate correspondants.

Voici un exemple de calculs :

Volume de gaz obtenu.	{	Pour le nitrite.	2 ^{cc} ,55
		Pour le nitrate.	9 ^{cc} ,6
Température <i>t</i>			21 ^o
Pression <i>H</i> corrigée et réduite à 0°.			765 ^{mm} ,8
Hauteur <i>h</i> de la colonne de potasse.	{	Pour le nitrite.	42 ^{mm}
		Pour le nitrate.	55 ^{mm}
Pression du gaz dans la cloche	{	Pour le nitrite.	747 ^{mm} ,5
$H - \frac{1}{10}h - \frac{2}{5}ft$		Pour le nitrate.	746 ^{mm} ,2
(<i>f</i> tension de la vapeur d'eau à la température <i>t</i>).			
Volume de gaz réduit à 0° et à 760 ^{mm} .	{	Pour le nitrite.	2 ^{cc} ,55
		Pour le nitrate.	8 ^{cc} ,75
Sels correspondants.	{	Nitrite de soude	7 ^{mgr} ,18
		Nitrate de soude.	55 ^{mgr} ,24

MÉTHODES PAR RÉDUCTION. — Lorsqu'une solution de nitrate ou de nitrite est soumise à l'action d'un agent réducteur, comme l'hydrogène naissant, ces composés sont réduits en

nitrites, en hydroxylamine, puis en ammoniaque. Cette production d'hydrogène naissant peut être obtenue soit par le couple zinc-cuivre en solution acide, soit par l'aluminium en solution alcaline. Il est recommandé de chasser l'ammoniaque que peut contenir l'eau, en l'évaporant en présence de quelques centimètres cubes de lessive de soude exempte de nitrates⁽¹⁾.

Cette méthode, employée en Angleterre, ne s'est généralisée ni sur le continent ni en Amérique; elle est assez longue et ne donne pas toujours d'excellents résultats.

MÉTHODES COLORIMÉTRIQUES⁽²⁾. — *Noll* a basé une méthode de dosage sur la coloration rouge bien connue que prend la brucine lorsqu'un nitrate est décomposé par l'acide sulfurique. Nous lui préférons la méthode suivante.

Procédé Granval et Lajoux. — Il est basé sur la formation d'acide picrique par l'action de l'acide nitrique sur l'acide phénique en présence d'acide sulfurique. Par addition d'ammoniaque, on produit ensuite du picrate d'ammoniaque dont la coloration est très intense. Ce procédé, employé au laboratoire du Comité supérieur d'Hygiène de France, est commode et très rapide.

En présence de quantités notables de matières organiques, la carbonisation partielle de celles-ci par l'acide sulfurique donne une coloration brune qui gêne la comparaison. Mais cet inconvénient n'existe qu'avec les eaux brutes ou les effluents des fosses septiques qui ne contiennent, le plus souvent, que des traces très faibles de nitrates.

Les chlorures, lorsqu'ils sont abondants, peuvent aussi fausser les résultats. On évite cette erreur en les précipitant au préalable par un léger excès de sulfate d'argent.

RÉACTIFS. — 1° *Réactif sulfophénique*. — On dissout avec précaution 15 grammes d'acide phénique neigeux dans 185 grammes d'acide sulfurique pur, en évitant l'élévation de température.

2° *Solution titrée de nitrate de potassium*. — On dissout 0^{gr},956 de ce sel dans un litre d'eau distillé. 10 centimètres

(1) Pour plus de détails, voir Fowler, *Sewage works analysis*, page 68.

(2) On peut aussi citer parmi ces méthodes, la décoloration de l'indigo proposée par Boussingault, méthode modifiée depuis par Rideal.

cubes de cette solution contiennent 5 milligrammes d' Az^2O^3 .

5° *Solution d'ammoniaque au tiers.*

4° *Solution de sulfate d'argent pur à 4^{gr},40 pour 100.* — 1 centimètre cube de cette solution précipite 0^{gr},01 de chlore. Le sulfate d'argent doit toujours être essayé par un dosage à blanc pour voir s'il ne contient pas de nitrates, ce qui n'arrive pas habituellement.

Dosage. — Dans une petite capsule en porcelaine, on mesure 10 centimètres cubes de la solution titrée de nitrate de potassium, on évapore au bain-marie et, après dessiccation et refroidissement, on ajoute 1 centimètre cube de réactif sulfophénique. On mélange bien exactement le résidu avec le réactif et on ajoute 5 centimètres cubes d'eau distillée, puis 10 centimètres cubes d'ammoniaque au tiers. On verse le liquide jaune ainsi obtenu dans une fiole jaugée de 500 centimètres cubes, et après avoir rincé à plusieurs reprises la capsule à l'eau distillée, on complète le volume à 500 centimètres cubes. On a ainsi une solution type à 10 milligrammes d' Az^2O^3 par litre. C'est cette solution qui va servir à établir une *échelle colorimétrique*.

Dans une série de dix tubes de même diamètre posés sur un support (fig. 18), on mesure 1 à 10 centimètres cubes de la solution type, puis on amène par addition d'eau distillée le volume dans chaque tube à 50 centimètres cubes. Les tubes contiennent donc les colorations qu'on obtiendrait avec des solutions contenant de 1 à 10 milligrammes d' Az^2O^3 par litre.

Pour doser les nitrates dans l'eau à analyser, on en mesure 10 centimètres cubes dans une capsule; on précipite les chlorures (dosés au préalable) par un léger excès de sulfate d'argent, et on évapore au bain-marie. Après dessiccation et refroidissement, on ajoute le réactif sulfophénique, puis l'ammoniaque comme ci-dessus, et on porte le volume de la solution à 50 centimètres cubes.

On verse ces 50 centimètres cubes dans un tube semblable à ceux de l'échelle colorimétrique, et on compare la coloration avec celles de cette échelle qui est placée devant un écran blanc. On peut aussi faire la comparaison au colorimètre, mais nous préférons la méthode que nous venons de décrire. On obtient ainsi très facilement et très rapidement

des résultats comparables à ceux fournis par la méthode gazométrique. Le procédé ne permet pas de doser moins de 1 milligramme par litre; pour des quantités moindres, il suffirait d'évaporer un plus grand volume d'eau, mais cela n'a

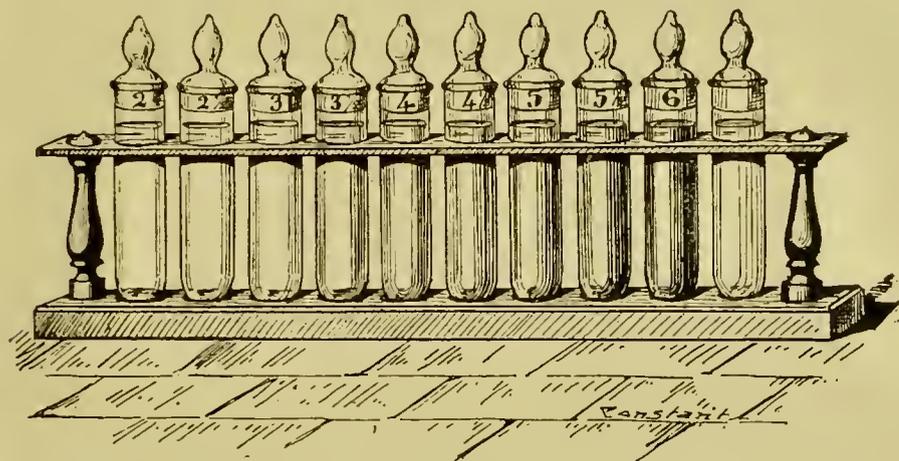


Fig. 18. — Colorimètre pour le dosage des nitrates et des nitrites.

aucun intérêt le plus souvent. Lorsque la coloration est plus intense que celle du tube colorimétrique de 10 milligrammes on opère des dilutions convenables.

On admet généralement d'exprimer les résultats en anhydride azotique Az^2O^5 .

Nitrites.

La proportion de nitrites qu'on rencontre habituellement dans les eaux est très faible. Ces composés se forment transitoirement pendant la nitrification et donnent aussitôt des nitrates; aussi n'en décèle-t-on le plus souvent que des traces ou quelques milligrammes (jusque 5 ou 4) par litre.

Nous avons donné plus haut la méthode gazométrique de Müntz, qui n'est applicable que lorsque la quantité de nitrites est assez importante et pour des recherches scientifiques de laboratoire.

Parmi les méthodes colorimétriques, on a d'abord proposé l'emploi du réactif *acéto-phénique* avec la même technique que le procédé Grandval et Lajoux, mais nous n'en avons pas obtenu de bons résultats.

La *méthode de Griess* qui est basée sur la coloration obtenue avec des solutions acides d'acide sulfanilique et de naphtylamine ne nous semble pas préférable à la méthode suivante.

MÉTHODE A LA MÉTAPHÉNYLÈNE-DIAMINE. — En présence d'acide nitreux mis en liberté par l'acide sulfurique, le chlorhydrate de métaphénylène-diamine donne une coloration rouge orange plus ou moins intense, suivant la quantité de nitrites.

RÉACTIFS. — 1° *Solution de chlorhydrate de métaphénylène-diamine à 1 pour 100.* — Cette solution se colore très rapidement à la lumière, aussi doit-on la conserver dans des flacons jaunes et la décolorer soigneusement par le noir animal au moment de l'emploi.

2° *Acide sulfurique pur.*

3° *Solution titrée de nitrite.* — On dissout dans 500 centimètres cubes d'eau distillée 0^{gr},406 de nitrite d'argent pur; on en précipite l'argent par un léger excès de chlorure de sodium pur, et on porte à un litre. On laisse déposer et on décante. 10 centimètres cubes de cette solution renferment 1 milligramme d'Az²O⁵.

DOSAGE. — On commence par établir, comme pour le dosage des nitrates, une échelle colorimétrique. Cette échelle est ici indispensable, car la coloration n'est pas directement proportionnelle à la quantité de nitrites, mais suit une progression croissante des solutions faibles aux solutions plus riches. Comme pour l'ammoniaque, les solutions très riches sont précipitées par le réactif.

Pour établir cette échelle colorimétrique, on prépare d'abord avec la solution type des solutions contenant de 1 à 10 milligrammes d'Az²O⁵ par litre. A 50 centimètres cubes de chacune de ces solutions, on ajoute 1 centimètre cube de solution de métaphénylène-diamine, 5 gouttes d'acide sulfurique, et on mélange. La coloration atteint son maximum au bout d'une heure. On garde ces solutions dans une série de tubes colorimétriques à l'abri de la lumière.

Dans des tubes semblables on traite les eaux à essayer par les mêmes réactifs et, après une heure, on compare les colorations obtenues avec celles de l'échelle colorimétrique. Si

ces colorations sont trop intenses pour être comparées, on opère de nouveau sur des solutions plus étendues.

Pour plus de précision, on peut s'astreindre à n'employer que des solutions capables de fournir des colorations très voisines de celle obtenue avec une solution type à 2 milligrammes d' Az^2O^5 par litre, et les comparer au colorimètre comme pour le dosage de l'ammoniaque par la méthode de Nessler.

On ne peut comparer facilement deux colorations que si l'un et l'autre liquides sont limpides; aussi lorsque l'eau à examiner est trouble il convient de la clarifier. Pour cela on peut soit l'agiter avec un peu de gelée d'aluminate de fer, soit la précipiter avec une solution d'alun et une solution de soude; un centimètre cube de chacune de ces solutions normales-décimes suffisent, et on filtre.

Les résultats sont exprimés en Az^2O^5 , anhydride azoteux, par litre.

Oxygène dissous.

Cette détermination n'est intéressante que pour les eaux épurées. Elle constitue, en effet, un témoignage qu'il existe dans l'eau un élément capable de favoriser l'oxydation des dernières traces de matières organiques qui peuvent avoir échappé à l'action des germes aérobies des lits bactériens.

Plus que tous les autres dosages, celui de l'oxygène dissous doit être effectué sur les lieux mêmes, et si cela ne se peut, l'échantillon sera additionné de quelques gouttes de solution saturée de bichlorure de mercure.

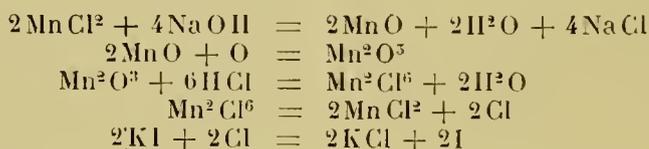
La *méthode de Lévy*, si élégante et si précise pour les eaux potables, ne peut pas le plus souvent être employée pour les effluents de l'épuration biologique. En effet, elle repose sur l'emploi d'une solution de permanganate qui est décomposé, comme nous l'avons vu, par les matières organiques et par les nitrites, ces derniers quelquefois assez abondants dans ces effluents.

La *méthode de Thresh* est très employée en Angleterre; elle repose sur la réaction suivante : Sous l'action combinée du

nitrite de soude, de l'iodure de potassium et de l'acide sulfurique, il se forme du bioxyde d'azote qui se combine à l'oxygène pour donner de l'anhydride azoteux Az^2O^3 . Ce dernier décompose l'iodure de potassium et met l'iode en liberté, iode qu'on dose avec une solution d'hyposulfite de soude. Cette méthode qui, paraît-il, donne des résultats satisfaisants, nous semble trop délicate pour un emploi fréquent.

La *méthode de Winkler*, employée en Allemagne, diffère de la précédente.

Si, dans une eau contenant de l'oxygène dissous, on précipite par un alcali un sel manganoux, l'oxygène se fixe sur l'oxyde manganoux qu'il transforme en acide manganique. Ce dernier redissous par l'acide chlorhydrique donne le chlorure manganique Mn^2Cl^6 qui se décompose immédiatement en MnCl^2 et 2Cl . Le chlore agit alors sur l'iodure de potassium en mettant en liberté l'iode qu'on dose à l'hyposulfite de soude. Ces diverses réactions sont les suivantes :



Nous avons trouvé cette méthode plus simple que la précédente et nous l'avons légèrement modifiée.

RÉACTIFS. — 1° *Solution de chlorure de manganèse à 10 grammes pour 100 centimètres cubes d'eau.*

2° *Solution alcaline d'iodure de potassium.* — On dissout 10 grammes d'iodure de potassium et 55 grammes de soude caustique dans l'eau distillée et on complète à 100 centimètres cubes.

3° *Acide sulfurique dilué au demi en volume.*

4° *Solution titrée d'hyposulfite de soude.* — 5^{gr},1 de sel cristallisé ou 4^{gr},975 de sel anhydre sont dissous dans un litre d'eau distillée. Un centimètre cube de la solution correspond à 0^{mm},1 d'oxygène.

5° *Solution d'iode.* — A cette solution contenant 4^{gr},5875 d'iode par litre doit correspondre la solution précédente qu'elle sert à titrer.

TECHNIQUE. — Dans la méthode allemande, les réactions

s'opèrent dans un flacon bouché à l'émeri, nous préférons de beaucoup employer la pipette de *Lévy* (fig. 19) qui permet un dosage plus facile et plus rapide.

La pipette de *Lévy* se compose d'un réservoir de 200 centimètres cubes de capacité, fermé par deux robinets, le robinet supérieur est surmonté d'un petit entonnoir cylindrique, le robinet inférieur est terminé par un tube court.

On remplit la pipette en la plongeant, les deux robinets étant ouverts, dans l'eau à analyser. L'eau ne doit pas être agitée à l'air, ce qui augmenterait sa teneur en oxygène. Le remplissage par aspiration, par suite de la diminution de pression peut donner des pertes de gaz dissous.

Le réservoir étant rempli, la pipette est posée verticalement dans un support, la pointe inférieure plongeant dans une capsule contenant 2 centimètres cubes d'acide dilué. Dans l'entonnoir supérieur, on verse 2 centimètres cubes de solution de chlorure de manganèse; on ouvre le robinet supérieur, puis avec précaution le robinet inférieur pour faire pénétrer la solution, en évitant l'introduction de bulles d'air. On lave l'entonnoir à l'eau distillée, on le sèche avec du buvard et on y verse 2 centimètres cubes de solution alcaline qu'on fait passer dans le réservoir en opérant de même. Les réactions se produisent, il est souvent utile d'agiter. Après quelques minutes, on mesure dans l'entonnoir 4 centimètres cubes d'acide sulfurique dilué et on ouvre le robinet supérieur. L'acide, en vertu de sa densité, descend dans la pipette, la dissolution du précipité s'opère et le liquide se colore en jaune brun d'iode. On laisse écouler le liquide dans un vase à

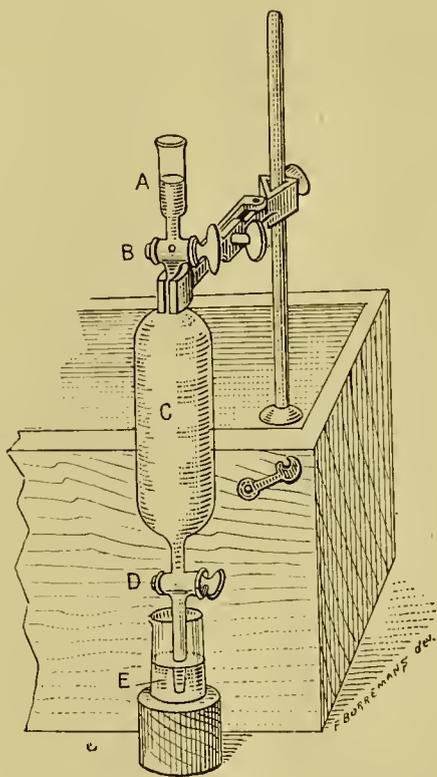


Fig. 19. — Pipette de Lévy pour le dosage de l'oxygène dissous.

précipiter, on lave la burette et la capsule avec de l'eau distillée et on dose l'iode avec la solution titrée d'hyposulfite de soude, en employant l'empois d'amidon comme indicateur.

Winkler avait proposé une correction à faire subir au nombre donné lorsque l'eau contient des matières organiques. Il conseillait d'opérer de la manière suivante :

Dans un grand ballon on mesure 2 centimètres cubes de la solution de chlorure manganeux à 50 pour 100, 2 centimètres cubes de lessive de soude à 40 pour 100 et 20 centimètres cubes d'eau distillée. On agite jusqu'à ce que le précipité soit coloré en brun, et on ajoute 50 centimètres cubes d'acide chlorhydrique concentré, puis 300 centimètres cubes d'eau.

A 100 centimètres cubes d'eau à analyser, on mélange 25 centimètres cubes de la solution précédente et on laisse agir 5 minutes. On ajoute alors 10 centimètres cubes de solution d'iodure de potassium à 5 pour 100 et on titre l'iode mis en liberté.

On effectue la même opération sur 100 centimètres cubes d'eau distillée. La différence des deux titrages représente l'oxygène qu'il faut ajouter au dosage primitif.

D'après les essais de *H. Noll* cette correction peut être négligée, si ce n'est pour les eaux très chargées en matières organiques comme les eaux d'égout.

Chlorures.

Le dosage des chlorures s'effectue par la méthode volumétrique.

MÉTHODE DE MOHR. — Elle consiste à précipiter le chlore à l'état de chlorure d'argent par une solution titrée de nitrate d'argent en présence de chromate neutre de potassium comme indicateur. Lorsque tout le chlore est précipité, il se forme du chromate d'argent brun rouge qui annonce la fin de la réaction.

RÉACTIFS. — 1° *Solution titrée de nitrate d'argent contenant 1^{er},794 de sel pur fondu par litre.* — L'azotate d'argent est ordinairement fourni très pur par le commerce et la solution peut être employée directement sans vérification. Cependant dans

les cas douteux ou si la solution est de préparation ancienne, il est utile de la titrer avec la solution suivante. 1 centimètre cube de la solution d'argent doit précipiter 1 milligramme de chlore.

2° *Solution titrée de chlorure de sodium contenant 1^{gr},6497 de sel pur fondu par litre.* — Cette solution contient 1 milligramme de chlore par centimètre cube et correspond exactement à la solution d'argent.

3° *Solution de chromate neutre de potassium pur à 5 pour 100.* — Ajouter du nitrate d'argent jusqu'à production du précipité rouge et filtrer.

DOSAGE. — Il est indispensable de s'assurer d'abord si l'eau n'est pas acide, et si elle ne contient pas de sulfures.

Les eaux acides seront neutralisées par une solution de soude ne contenant pas de chlorures, ou par quelques gouttes d'ammoniaque en ayant soin d'en chasser l'excès par ébullition.

Les sulfures précipitent les sels d'argent, ils sont souvent en trop faible quantité pour affecter sérieusement les résultats, cependant on peut les éliminer par ébullition.

Les eaux très impures et très colorées sont traitées par le permanganate de potasse; s'il y a un excès de ce réactif après ébullition, on le détruit par quelques gouttes d'alcool et on filtre. Lorsqu'on a employé une grande quantité de permanganate, l'eau est alcaline, on la neutralise avec quelques gouttes d'acide sulfurique pur. On peut aussi décolorer en chauffant jusqu'au point d'ébullition l'eau avec un peu de gelée d'alumine, décanter ou filtrer après refroidissement.

On mesure dans une fiole conique 50 centimètres cubes d'eau à analyser, ou moins si la quantité de chlorures est très forte, additionnée de 3 ou 4 gouttes de solution de chromate. D'une burette à robinet contenant la solution filtrée d'argent, on laisse tomber celle-ci goutte à goutte en agitant. Il se produit d'abord un précipité blanc, puis une coloration rouge qui disparaît par agitation. Lorsqu'on obtient une coloration jaune orange persistante le titrage est terminé. Le nombre de centimètres cubes de solution d'argent employés, multiplié par 20, donne en milligrammes la quantité de chlore contenue dans l'eau.

Remarque. — Dans les eaux d'égout des villes on peut trouver des sulfocyanates provenant des eaux résiduaires des usines à gaz, ces sels sont dosés comme chlorures. Leur quantité est en général extrêmement faible et n'affecte pas les résultats, nous verrons plus loin les réactions pour les reconnaître.

Les chlorures se trouvent toujours en quantités plus ou moins importantes dans les eaux d'égout, car parmi les excréta que ces eaux entraînent, se trouve l'urine qui en contient de fortes proportions. Certaines eaux résiduaires industrielles, décapage des métaux et galvanoplastie, contiennent du chlorure ferreux; les chlorures sont aussi employés en teinture et rejetés avec les bains usés. Enfin, occasionnellement, lorsque le sel est employé pour faire fondre la neige, le taux de chlorure augmente d'une façon anormale.

Les chlorures ne sont modifiés par aucun procédé de purification, cependant ils peuvent, par cela même, caractériser une eau, ce qui permet, jusqu'à un certain point, de la suivre par toutes les opérations qu'elle subissent pour l'épuration.

La proportion de chlorures, dans les eaux d'égout purement domestiques peut permettre d'en juger la pollution même dans un effluent épuré. *Rideal*¹ a montré qu'il pouvait y avoir une relation entre le chlore et l'azote total. Dans les excréta parfaitement frais, solides et liquides, le poids d'azote total excède plus ou moins celui du chlore. Cette proportion ne change pas par la dilution d'une eau contenant ordinairement peu de chlore. Le rapport est :

$$R = \frac{\text{azote} \times 100}{\text{chlore}}.$$

Dans les excréta dilués ce rapport sera supérieur à 100, pour les eaux d'égout fraîches, il sera voisin de 100. Pour les effluents épurés, le rapport est toujours moindre par suite du dégagement d'une partie de l'azote à l'état de gaz, cette diminution sera plus faible dans les effluents bien nitrifiés.

Ce rapport ne peut pas s'appliquer aux eaux d'égout contenant principalement ou uniquement des eaux résiduaires industrielles.

(¹) *Sewage and bacterial epuration of sewage*, page 47.

Chlore libre et acide hypochloreux.

Le chlore libre et plus souvent l'acide hypochloreux combiné aux bases alcalines ou alcalino-terreuses sont des produits employés dans un grand nombre d'industries; aussi peut-on les rencontrer dans les eaux résiduaires qu'elles rejettent.

L'odeur suffit souvent pour déceler la présence du chlore, on en a la preuve cependant en ajoutant quelques cristaux d'iodure de potassium à l'eau acidulée par l'acide chlorhydrique. l'iode est mis en liberté, et on le met en évidence en agitant l'eau ainsi traitée avec du chloroforme qui dissout l'iode en se colorant en violet améthyste. Une autre réaction permet aussi de le reconnaître, c'est la coloration violette, puis jaune que prend l'eau traitée par quelques gouttes de solution aqueuse d'aniline, acidulée par l'acide azotique.

Le procédé de dosage employé dans ce cas n'est pas absolument rigoureux, mais il est suffisant pour les eaux résiduaires. On prend 100 à 500 centimètres cubes d'eau à analyser, on y ajoute un excès d'iodure de potassium (environ 1 gramme) et on acidifie par l'acide chlorhydrique. On titre l'iode mis en liberté par une solution d'hyposulfite de soude, avec l'empois d'amidon comme indicateur.

La solution d'hyposulfite à 24^{gr},8 par litre, doit correspondre à la solution décimale d'iode à 12^{gr},7 par litre, un centimètre cube correspond à 5^{mgr},54 de chlore.

Hydrogène sulfuré et sulfures.

La présence de l'hydrogène sulfuré, de règle dans la plupart des eaux d'égout, y est décelée le plus souvent par l'odeur caractéristique qu'il dégage, odeur sensible même lorsqu'il s'y trouve à l'état de traces.

Pour rechercher qualitativement l'hydrogène sulfuré, on traite l'eau par la solution de soude et carbonate de soude dont la formule a été donnée pour le dosage de l'ammoniaque, et à

la liqueur filtrée on ajoute une solution alealine d'acétate de plomb, on obtient une coloration jaune, brune ou noire suivant la proportion de sulfures. Dans les mêmes conditions, le nitroprussiate de soude donne une coloration verte.

La solution alealine de plomb se prépare en ajoutant à une solution à 10 pour 100 d'acétate de plomb, de la lessive de soude jusqu'à ce que le précipité qui se produit d'abord, se soit redissous.

On peut aussi faire bouillir 250 centimètres cubes d'eau dans un matras dont le col est coiffé d'un papier à l'acétate de plomb mouillé; s'il y a de l'hydrogène sulfuré, le papier noircit. Si on ajoute à l'eau 5 centimètres cubes d'acide chlorhydrique étendu, on en chasse l'hydrogène sulfuré combiné qu'on reconnaît par le noircissement du papier.

Le procédé de dosage, imaginé par Dupasquier, est basé sur la décomposition de l'hydrogène sulfuré et des sulfures solubles par l'iode d'après les réactions suivantes :



RÉACTIFS. — 1° *Solution titrée d'iode.* — On pèse 7^{gr}, 47 d'iode qu'on pulvérise avec 15 grammes d'iodure de potassium dans un mortier en verre; on ajoute de l'eau distillée peu à peu pour obtenir la dissolution, et on complète le volume à 1 litre. Cette solution doit être conservée dans des flacons en verre jaune à l'abri de la lumière. Un centimètre cube correspond à 1 milligramme d'hydrogène sulfuré H²S.

2° *Solution d'hyposulfite.* — On dissout 15 grammes d'hyposulfite de soude dans l'eau distillée et on complète à 1 litre. Cette solution s'altère assez rapidement et doit être titrée au moment du dosage des sulfures.

3° *Empois d'amidon solution à 2 grammes par litre.*

DOSAGE. — On titre d'abord la solution d'hyposulfite. Pour cela on mesure dans un matras 10 centimètres cubes de la solution d'iode et on y ajoute avec une burette la solution d'hyposulfite. Vers la fin de l'opération, on ajoute quelques gouttes d'empois d'amidon qui colore en bleu et est bientôt décoloré par de nouvelles additions, goutte à goutte, de la solution d'hyposulfite.

Pour le dosage, on ajoute à 50 ou 100 centimètres cubes d'eau, 10 centimètres cubes de la solution d'iode, on mélange et, après quelques minutes, on titre à l'hyposulfite. La différence des deux titrages donne par un calcul simple la proportion d'hydrogène sulfuré dans le volume d'eau analysée.

Acide sulfurique.

La seule méthode qu'on puisse employer pour le dosage de l'acide sulfurique est la méthode pondérale ordinaire.

On évapore dans un becherglass 200 à 500 centimètres cubes d'eau jusqu'à un petit volume, après acidification par l'acide chlorhydrique. On ajoute un léger excès de chlorure de baryum qui précipite l'acide sulfurique à l'état de sulfate de baryte et on chauffe un certain temps. On recueille le précipité sur un petit filtre, on lave, on sèche et on calcine, le filtre à part. Pour éviter une cause d'erreur par la réduction d'une partie du sulfate pendant la carbonisation du filtre, on humecte le produit avec une goutte ou deux d'acide nitrique, on évapore, on calcine et on pèse.

1 partie de sulfate de baryte correspond à 0,5455 d'acide sulfurique, compté en SO^2 , ou à 0,421 compté en $\text{SO}^2 \text{H}^2$.

Lorsque le dosage doit être opéré sur des eaux résiduaires contenant de grandes quantités de matières organiques, il est utile de détruire ces matières en traitant à chaud l'eau par quelques centimètres cubes d'acide chlorhydrique et quelques grammes de chlorate de potasse (exempt de sulfate). Après décoloration on filtre et on précipite par le chlorure de baryum, après concentration par évaporation, s'il y a lieu.

Acide phosphorique.

Les excréta humains et animaux contiennent des proportions notables de phosphates, aussi peut-on toujours déceler dans les eaux d'égout la présence d'acide phosphorique.

Le dosage n'est intéressant que lorsque les eaux d'égout ou des eaux résiduaires industrielles doivent être employées en

irrigations culturales, on applique alors la méthode de l'analyse des engrais.

On évapore dans une capsule en porcelaine en présence de chaux pure, 100 centimètres cubes ou un et même plusieurs litres d'eau (contenant environ 0 gr. 1 de P^2O^5) jusqu'à siccité et on calcine. On décompose les carbonates par l'acide azotique et on en ajoute un excès (15 à 25 centimètres cubes). On chauffe au bain de sable pendant environ un quart d'heure pour réduire le mélange en consistance sirupeuse, on reprend par l'eau et on filtre; le filtre et la capsule sont lavés jusqu'à disparition d'acidité dans les eaux de lavage. On ajoute au filtrat 80 centimètres cubes de réactif molybdique et après agitation on laisse reposer 12 à 24 heures. Au bout de ce temps on recueille le précipité obtenu sur un double filtre taré, on lave le précipité avec un peu d'acide azotique à 5 pour 100 et quelques gouttes d'eau distillée. On sèche les filtres au-dessous de 100 degrés et on pèse.

Un gramme de phosphomolybdate contient 0 gr. 0576 P^2O^5 anhydride phosphorique, composé par lequel on exprime les résultats.

Le réactif molybdique se prépare en dissolvant 100 grammes d'acide molybdique dans 400 centimètres cubes d'ammoniaque pure. On filtre la solution qu'on reçoit dans 1500 grammes d'acide azotique d'une densité de 1,2. On agite, on laisse déposer quelques jours et on décante.

Sulfocyanates.

La recherche des sulfocyanates est quelquefois nécessaire pour se rendre compte si le dosage des chlorures par la solution titrée de nitrate d'argent n'a pas été affecté par la présence de ces composés, et dans certains cas de contamination des cours d'eau ou des nappes souterraines.

Cette recherche est assez délicate et nous recommandons la marche suivante indiquée par *A. Bouriez*⁽¹⁾.

On amène par évaporation à 15 centimètres cubes environ

(1) *Bulletin de la Société chimique du Nord de la France*, 1896, fascicule 4, page 155.

un volume suffisant de l'eau sur laquelle on opère (plusieurs litres sont quelquefois nécessaires).

Le résidu filtré est réparti en 5 portions égales dans autant de tubes à essais contenant respectivement 1, 2, 5 gouttes de solution officinale neutre de perchlorure de fer diluée au dixième, et, quelle que soit la coloration du mélange on ajoute dans chaque tube un égal volume d'éther. Si après agitation l'éther se colore en rouge carmin dans l'un des tubes on peut conclure immédiatement à la présence des sulfocyanates dans l'eau, sinon il faut avant de conclure à leur absence, s'assurer que la coloration n'apparaît pas sous l'influence de l'acide chlorhydrique au dixième versé goutte à goutte dans chaque tube et en agitant après chaque addition.

Pour le dosage, nous renvoyons aux méthodes exposées dans le traité d'analyse du *Carnot*, méthodes qui, d'après nos essais, ne peuvent s'appliquer qu'aux quantités déjà assez importantes de sulfocyanates.

Plomb.

Les sels de plomb sont pour la plupart insolubles ou très peu solubles dans l'eau, de plus ils sont soumis dans les eaux résiduaires à l'action d'un certain nombre de composés tels que l'hydrogène sulfuré qui en précipitent le métal, de sorte qu'il est rare de les rencontrer dans ces eaux. Cependant dans le cas de déversements de résidus industriels dans les rivières il est utile de les rechercher.

Lorsque le plomb est en assez grande quantité les méthodes habituelles permettent de le déceler et même de le doser, mais pour les quantités plus faibles on peut employer la technique décrite par *G. Lambert*.

On précipite 50 centimètres cubes d'eau par 2 centimètres cubes de lessive de potasse à 56 degrés B° et après agitation on en sépare le précipité par centrifugation. Il ne faut pas employer les filtres de papier qui peuvent contenir des traces de plomb. On prélève 40 centimètres cubes du liquide limpide qu'on additionne de 4 gouttes de solution de cyanure de potassium au dixième puis, après agitation, de 4 gouttes de

solution de monosulfure de sodium fraîche au dixième. Dans ces conditions, le cuivre et le fer que peut contenir le liquide restent dissimulés et la présence du plomb se traduit par une coloration brune qui, en regardant dans l'axe du tube au-dessus d'une feuille de papier blanc, est visible pour une solution contenant 0 milligr. 4 de plomb et très nette pour une solution de 0 milligr. 2 par litre.

Lorsque la quantité de plomb est encore plus faible, on concentre les eaux par évaporation après avoir acidulé par l'acide acétique, on neutralise par la potasse et on opère comme plus haut.

On peut comparer les colorations obtenues avec celles que donne l'addition des mêmes quantités de réactifs avec des dilutions de solution titrée de plomb, un centimètre cube de solution d'azotate de plomb à 1 gr. 602 par litre contient 4 milligramme de plomb.

Fer ⁽¹⁾.

La quantité de fer que l'on peut trouver dans les eaux résiduaires ne joue pas un rôle aussi important que dans les eaux potables. Cependant on a attribué aux composés de ce métal, qui peuvent s'y trouver en grande quantité, un rôle dans le colmatage des lits bactériens, et *G. Fowler* l'a démontré pour les eaux très ferrugineuses des égouts de Manchester.

A part certains cas particuliers, la quantité de fer que l'on trouve dans les eaux d'égout est trop faible pour que l'on puisse employer les méthodes de dosage pondéral ; la méthode colorimétrique permet au contraire de doser des quantités inférieures à un dixième de milligramme. Cette méthode est basée sur l'action des sulfocyanates en solution acide sur les sels ferriques. On obtient ainsi une coloration rouge, variable suivant le sulfocyanate employé, mais suffisamment proportionnelle à la quantité de fer lorsqu'on se tient entre certaines limites.

(1) Nous ne pensons pas pour le cas qui nous occupe qu'il y ait lieu de rechercher et doser le fer sous ses 2 états, ferreux et ferrique, la quantité totale seule importe.

Pour ce dosage il est nécessaire de préparer l'eau de façon qu'elle soit limpide, incolore et qu'elle contienne le fer à l'état de sel ferrique. Pour cela on évapore un demi-litre d'eau dans une capsule de porcelaine au bain de sable, après y avoir ajouté quelques centimètres cubes d'acide chlorhydrique et quelques cristaux de chlorate de potasse pur. Le résidu sec est repris par l'eau acidulée par HCl et on amène à un volume convenable, soit 100 centimètres cubes. On filtre si le dosage doit être immédiat, ou on laisse déposer.

De ce liquide filtré ou décanté, on prélève une quantité qui, étendue à 50 centimètres cubes, donnera, par addition de 1 centimètre cube de solution saturée de sulfoeyanate de potassium, une coloration voisine de celle obtenue par l'addition de ce réactif dans une solution d'alun de fer titrée de façon à contenir 0 milligr. 2 de fer par 50 centimètres cubes.

On compare les deux colorations et le rapport donne la quantité de fer contenue dans l'eau analysée.

Pour obtenir la solution titrée de fer, on prépare d'abord une solution forte en dissolvant 0 gr. 8607 d'alun de fer cristallisé et non effleuri dans un litre d'eau distillée : un centimètre cube de cette solution contient 0 milligr. 1 de fer. Il est recommandé de contrôler cette solution par un dosage pondéral suivant la méthode ordinaire. La solution type sera préparée en diluant 40 centimètres cubes de la solution forte, additionnés de 10 centimètres cubes d'HCl, avec de l'eau distillée pour amener le volume à un litre : 50 centimètres cubes de la solution type contiennent 0 milligr. 2 de fer.

Il est indispensable de traiter l'eau le plus rapidement possible après la prise d'échantillon, car le fer, dans les eaux d'égout souvent très alcalines, ne tarderait pas à se précipiter.

La coloration est proportionnelle, entre certaines limites assez étroites, à la teneur en fer, mais il est indispensable que la dilution convenable soit faite avant que la coloration ait été obtenue et non après l'addition de sulfoeyanate.

La quantité de sulfoeyanate doit être la même dans les solutions à titrer que dans la solution type, car la coloration croît en raison directe de la quantité de ce réactif.

Les solutions doivent toujours être franchement acides pour avoir une coloration rouge très manifeste; dans les solutions

neutres on obtient une coloration jaune nullement comparable avec celle de la solution type acidulée. De plus, lorsque la proportion d'acide est plus forte, la coloration diminue. Il faut donc avoir soin que l'acidité des liquides traités soit sensiblement égale à celle de la solution type.

Enfin la comparaison au colorimètre doit se faire très peu de temps après l'addition du réactif, environ une demi-heure, car les colorations diminuent très rapidement d'intensité.

Chaux.

Bien que rarement demandé, le dosage de la chaux dans les eaux d'égout peut être intéressant dans certains cas, comme dans celui de la recherche de la contamination d'un cours d'eau par des déversements de diverse nature.

La méthode habituellement employée pour doser la chaux dans les eaux potables n'est pas recommandable pour les eaux résiduaires. Ces eaux, en effet, contiennent souvent du phosphate de chaux dissous ou en suspension qui serait précipité de la dissolution acide par l'addition d'ammoniaque; aussi est-il préférable d'employer la méthode de dosage de la chaux dans les terres.

On évapore un demi-litre ou un litre d'eau dans une capsule en porcelaine, on traite le résidu par de l'acide azotique dilué en léger excès et on chauffe pendant quelques minutes. On filtre et le filtrat avec les eaux de lavage sont traités par l'ammoniaque. Il se forme un précipité d'alumine et d'oxyde de fer contenant de l'acide phosphorique et souvent aussi un peu de chaux combinée à cet acide. Pour maintenir toute la chaux en solution, il est nécessaire d'ajouter de l'acide acétique, soit environ 10 centimètres cubes en plus de ce qui est nécessaire pour neutraliser l'ammoniaque mise en excès. Si la liqueur est trouble par suite de la présence du phosphate de fer et d'alumine, il faut la filtrer; on l'additionne ensuite d'un petit excès d'oxalate d'ammoniaque en solution et on attend jusqu'au lendemain pour recueillir l'oxalate de chaux qui se dépose. On ne jette le précipité sur le filtre qu'après avoir filtré les eaux surnageantes, on lave le précipité à l'eau bouil-

lante et on l'introduit dans une capsule de platine. On calcine pour transformer d'abord l'oxalate en carbonate de chaux. Une calcination plus énergique donnerait de la chaux anhydre, mais il est préférable de peser la chaux à l'état de sulfate. Pour cela on traite le produit calciné par quelques gouttes d'acide azotique jusqu'à départ complet de l'acide carbonique, puis on verse dans la capsule un excès d'acide sulfurique, on évapore à sec, puis on calcine jusqu'à élimination complète des vapeurs d'acide sulfurique.

Le poids de sulfate de chaux obtenu, multiplié par 0,412, donne la chaux contenue dans un demi-litre ou un litre d'eau.

Potasse.

Comme pour l'acide phosphorique, le dosage de la potasse ne s'effectue que lorsque les eaux sont employées en irrigations culturales.

On évapore 100 centimètres cubes, ou un ou plusieurs litres d'eau, à siccité et on calcine. Le résidu est traité par l'eau acidulée par l'acide azotique, et on évapore la solution obtenue au bain de sable à siccité. Le nouveau résidu est repris par l'eau, on en élimine l'acide sulfurique, le fer, la chaux, l'alumine en précipitant d'abord par l'azotate de baryte puis par l'ammoniaque et le carbonate ou l'oxalate d'ammoniaque, qui suppriment aussi l'excès de réactif barytique. On filtre et on lave soigneusement le précipité ainsi séparé. La solution et les eaux de lavage sont évaporées et le résidu calciné pour volatiliser les sels ammoniacaux. Pour éliminer la magnésie, il suffit de reprendre par quelques gouttes de solution concentrée d'acide oxalique, d'évaporer et de calciner légèrement. On reprend par l'eau et on filtre s'il y a lieu. On ajoute alors à la solution 5 centimètres cubes d'acide perchlorique et on évapore à siccité au bain de sable jusqu'à disparition de fumées blanches. Les perchlorates restant dans la capsule sont broyés avec de l'alcool à 95 degrés. On filtre l'alcool en laissant le sel dans la capsule, on renouvelle ce traitement 5 fois de façon à employer environ 150 centimètres cubes d'alcool. Le perchlorate de potasse insoluble reste sur le filtre et dans la capsule.

On lave le filtre à l'eau bouillante et on recueille le liquide dans la capsule sur le perchlorate. On évapore, dessèche et pèse.

Un gramme de perchlorate contient 0 gr. 559 de potasse en K^2O .

Matières grasses.

Les eaux d'égout contiennent toujours des matières grasses en proportions variables suivant le système des égouts et l'alimentation des habitants et surtout suivant certaines industries. La petite quantité de matières grasses qu'on y trouve ordinairement dans le système unitaire, 55 milligr. 7 par litre à *Berlin*, environ 25 milligrammes à la Madeleine, est trop faible pour apporter quelque trouble aux processus d'oxydation qui s'accomplissent tant dans les champs d'irrigation que dans les lits bactériens. Il n'en est pas de même si la proportion augmente considérablement comme c'est le fait dans les eaux d'égouts des villes qui, comme *Roubaix-Tourcoing* en France, *Verviers* en Belgique, *Bradford* en Angleterre, abritent de nombreux peignages de laines qui évacuent journellement des volumes considérables d'eaux résiduaires chargées de matières grasses.

Dans le premier cas, les graisses proviennent uniquement des résidus alimentaires des eaux de lavage de vaisselle et de celles ayant servi aux soins de propreté corporelle ou au lavage du linge accompagnées alors de savons.

Dans le second cas, les eaux résiduaires industrielles contiennent des matières grasses du suint de la laine avec de petites quantités de graisses minérales employées pour lubrifier les machines ainsi que des savons qui avec des composés alcalins tels que le carbonate de soude les émulsionnent. La proportion de matières grasses que ces eaux contiennent peut être très considérable. Ainsi à l'*Espierre*⁽¹⁾ nous en avons trouvé jusque 1 gr. 140 par litre. Cette proportion est très variable suivant le soin que mettent les industriels à priver

(1) E. Rolants, La question de l'Espierre, *Revue critique, Revue d'hygiène*, 1902. p. 756.

autant que possible les eaux qu'ils rejettent de graisses qu'ils peuvent vendre avec profit.

Il est aussi des eaux qui renferment des matières grasses, ce sont les eaux de laiterie et leur quantité doit être connue pour l'étude des procédés d'épuration de ces eaux.

Ces matières grasses des eaux d'égout sont le plus souvent entraînées en totalité par les matières en suspension et c'est ce qui apparaît dans le séjour de ces eaux dans les fosses septiques, soit dans les matières flottantes, soit dans les boues qui se déposent au fond de ces fosses. Ceci est la règle pour les eaux d'égout ordinaires, mais, pour les eaux contenant les résidus industriels indiqués plus haut, les graisses sont en émulsion très stable et la majeure partie passe au travers des fosses septiques sans en être séparée.

Aussi est-il utile de connaître la teneur d'une eau en graisse.

Pour cela deux procédés s'offrent au chimiste ⁽¹⁾.

La première méthode et la plus exacte consiste à évaporer un certain volume d'eau, 1 litre par exemple dans une capsule de porcelaine au bain-marie, en présence d'un peu de sable lavé à l'acide chlorhydrique et calciné, jusqu'à siccité, à transvaser le sable dans une cartouche de papier et nettoyer la capsule avec du nouveau sable sec qu'on ajoute au précédent. La cartouche de papier est placée dans un extracteur Soxhlet, on lave à plu-

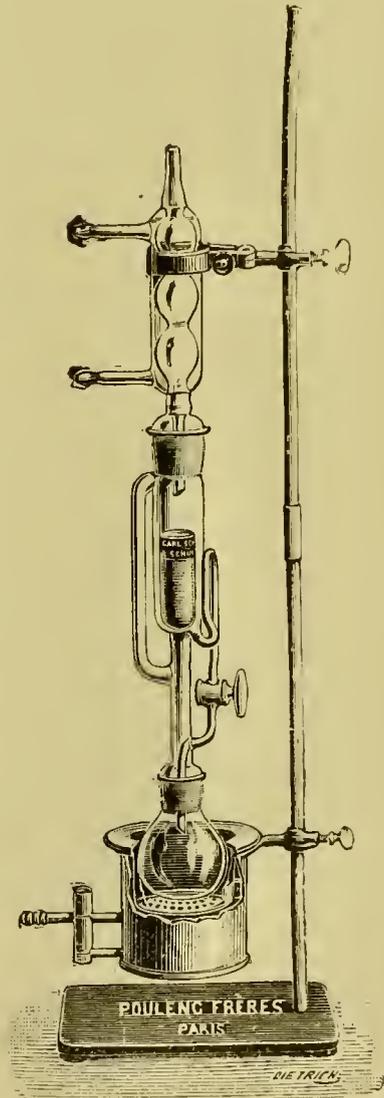


Fig. 20. — Appareil Soxhlet pour l'extraction des matières grasses.

⁽¹⁾ Lacombe, *Revue d'hygiène*, 1906, p. 822.

sieurs reprises la capsule avec de l'éther que l'on verse dans l'extracteur et on fait fonctionner l'appareil. Après évaporation de la solution étherée ainsi obtenue il reste la graisse neutre et les acides gras libres, ces derniers sont assez rares, les eaux étant toujours alcalines.

On peut abrégér considérablement la manipulation en employant la méthode par précipitation. A l'eau alcaline ou légèrement alcalinisée on ajoute une solution du sulfate ferrique, environ 1 gramme de sel par litre d'eau à traiter. Il se produit un précipité d'oxyde ferrique qui entraîne par un véritable collage toutes les matières en suspension ou en pseudo-solution. On filtre l'eau qui doit passer incolore et limpide et le précipité retenu est séché sur le filtre à 100 degrés. On introduit le filtre dans l'extracteur *Soxhlet* et on épuise par l'éther. Cette méthode donne une approximation assez exacte de la quantité totale des matières grasses mais non des acides gras libres.

Pour déterminer les acides gras combinés, sous forme de savons, on prend le résidu de l'extraction obtenue dans la première méthode, on l'humecte avec de l'eau distillée et on l'acidifie légèrement avec quelques gouttes d'acide phosphorique dilué. On évapore à sec, on introduit de nouveau le résidu dans la cartouche de papier et on épuise par l'éther comme dans la première opération. L'acide phosphorique dédouble les savons et met les acides gras en liberté.

CHAPITRE VI

ANALYSE DES BOUES

Dans tous les procédés qui ont été proposés pour l'épuration des eaux d'égout, les boues charriées par ces eaux ont apporté un sérieux embarras par suite de l'encombrement qu'elles occasionnent. Aussi a-t-on cherché à les utiliser ou à les brûler, dans le but, soit de récupérer une partie des frais occasionnés par l'épuration, soit de s'en débarrasser plus facilement. L'analyse peut fixer sur la destinée finale de ces boues.

Ces boues se composent de tous les détritiques des rues entraînés par les eaux dans les égouts, de tous les déchets de la vie des hommes et des animaux et des résidus industriels. Dans ces boues pullulent de nombreux êtres, depuis les germes microbiens jusqu'aux végétaux inférieurs, et, même, certains animaux.

Il est souvent recommandé de procéder à l'analyse le plus tôt possible après la prise d'échantillon. Cela est préférable pour connaître exactement la composition des boues, mais, pratiquement, si ces boues sont utilisées, elles ne peuvent l'être qu'après un certain temps d'égouttage, de pressage ou de dessiccation et la précaution ne devient plus indispensable.

La plus grande difficulté est plutôt de recueillir un échantillon moyen de petit volume pour l'analyse. On est fatalement obligé d'écarter les éléments trop volumineux, tels que fragments importants de bois, chiffons entiers, etc., qui, par suite de l'impossibilité de les pulvériser pour les répartir également dans la masse, viendraient fausser les résultats de façon grossière.

Examen physique. — On peut employer la méthode habituelle

d'analyse des terres. Le lavage à l'eau sépare les corps lourds des particules plus fines, et on peut distinguer les sables, graviers, scories, charbon, puis du bois, papier, débris de légumes, morceaux d'étoffe, liège, etc. On y trouve aussi des organismes animaux ou végétaux (puces, limaces, vers, algues, etc.).

À l'examen microscopique, parmi des débris amorphes, on distingue des larves et œufs d'insectes, des vers, des infusoires, des algues, des levures, des bactéries de toutes formes, etc.

L'étude de la faune et de la flore peut même donner des indications sur l'état de décomposition des eaux, et l'existence de certaines espèces dépend du degré de contamination. Les escargots, limaces, crevettes, diatomées et algues vertes ne peuvent vivre que dans l'eau relativement pure; dans le cas d'une contamination très forte, ils meurent, et, à leur place, on trouve des vers, des larves d'insectes, des infusoires, des algues bleues, des champignons et des bactéries. Lorsque la contamination est au plus haut degré ou en présence de matières toxiques, toute vie devient impossible. Dans certaines eaux résiduaires, on peut trouver des organismes spécifiques, comme les levures pour les brasseries et les distilleries.

Examen chimique. — On prélève une ou plusieurs prises de 10 grammes environ de boue qu'on dessèche à l'étuve à 110 degrés pour doser la proportion d'eau, si cette détermination est jugée utile.

L'échantillon total est étalé dans des assiettes et desséché à 100 degrés. Le résidu sec est pulvérisé dans un mortier de fer et la poudre mise à sécher à nouveau à 110 degrés et conservée ensuite dans un flacon bien bouché.

Un ou deux grammes de poudre sèche sont pesés dans une capsule et calcinés au rouge sombre. La perte de poids donne approximativement la proportion de matière organique.

Si ces boues sont destinées à l'utilisation agricole, il y a lieu d'y doser les éléments estimés comme engrais : azote, acide phosphorique, potasse et, éventuellement, chaux. Ces boues contiennent le plus souvent des quantités de graisses assez importantes pour en être retirées, le dosage de ces composés est donc indiqué.

La proportion d'azote contenue dans ces boues est, le plus souvent, très faible, si ce n'est lorsqu'elles sont recueillies très rapidement après leur évacuation dans l'égout. En effet, les composés azotés sont très rapidement la proie des microbes qui les solubilisent, et les produits ainsi obtenus sont entraînés par les eaux. Ainsi, à la station de *la Madeleine*, les boues des fosses septiques contenaient, au maximum, 1,8 d'azote pour 100 de matière sèche. Le dosage se fait par la méthode de *Kjeldahl*, en opérant sur 2 grammes de boue sèche qu'on additionne de 20 centimètres cubes d'acide sulfurique pur et d'un globule de mercure. Lorsque l'attaque est terminée, on dilue avec de l'eau distillée, on précipite le mercure par environ 2 grammes d'hypophosphite de soude, on ajoute la lessive alcaline, environ 80 centimètres cubes, et on distille. On recueille le produit de la distillation dans la solution titrée d'acide sulfurique et on détermine la quantité d'acide non saturée. On a le taux d'azote pour 100 en multipliant le poids d'ammoniaque ainsi trouvé par 0,8255, puis par 50.

Les méthodes de dosage de l'acide phosphorique et de la potasse ont été données plus haut.

La matière grasse peut être dosée simplement en traitant la poudre sèche par l'éther dans l'appareil *Soxhlet*, mais cette méthode ne tient pas compte des savons, et, dans une extraction industrielle où la matière grasse sera transformée en savons, il est utile de connaître la proportion totale des acides gras libres ou saponifiés. Pour cela, on humecte 10 grammes de boue sèche avec une solution diluée d'acide phosphorique, jusqu'à acidification légère mais nette, on dessèche de nouveau à 100 degrés, et on introduit la poudre, placée dans une cartouche en papier, dans l'extracteur *Soxhlet* où on l'épuise par l'éther. On évapore l'éther et on pèse après deux heures de dessiccation à 100 degrés. Le poids obtenu est celui des acides gras.

CHAPITRE VII

ANALYSE DES GAZ

Pour effectuer l'analyse exacte et précise d'un gaz, il est nécessaire d'avoir une installation et des appareils coûteux ; aussi les recherches sur la composition des gaz dégagés dans une station d'épuration d'eaux résiduaires ne peuvent être entreprises que par certains laboratoires. Il y a lieu de se demander par suite s'il a utilité d'effectuer ces analyses.

Fosses septiques. — On sait qu'il se dégage des quantités quelquefois très importantes de gaz des fosses septiques. Les fermentations anaérobies qui s'y produisent donnent lieu à la décomposition des matières organiques et au dégagement de gaz dont les principaux sont l'acide carbonique, le méthane, l'hydrogène et l'azote. Le méthane et l'hydrogène étant combustibles, on a proposé l'emploi de ces gaz pour l'éclairage ou le chauffage ; cependant cette utilisation ne s'est pas généralisée par suite de la complication qu'elle exige dans la construction des fosses septiques.

On peut recueillir les gaz d'une façon très simple (*fig. 21*). Un flacon A à large ouverture est muni d'un bouchon à deux trous. Dans l'un passe un tube plongeant jusqu'au fond du flacon qui est relié par un tube en caoutchouc à un entonnoir B. Dans l'autre trou du bouchon se trouve un tube coudé à angle droit qui s'arrête dans l'intérieur du flacon au niveau du bouchon. On verse de l'eau dans l'entonnoir pour remplir le flacon ; l'air étant chassé par le tube coudé, on ferme l'extrémité de ce tube muni d'un tube de caoutchouc, avec une pince D. On remplit alors d'eau le tube et l'entonnoir et on plonge le tout dans la fosse septique, puis on retourne le

flacon qui est fixé au-dessus du niveau de l'eau dans la fosse. On ouvre la pince D du tube coudé. Les gaz sont rassemblés par l'entonnoir et se rendent dans le flacon. Lorsque celui-ci est rempli de gaz, on ferme la pince du tube coudé, on ferme avec une autre pince C le tube de caoutchouc qui relie le tube plongeant à l'entonnoir et on transporte l'appareil au laboratoire.

Nous préférons l'emploi d'un gazomètre métallique de 100, 200 litres ou plus de capacité qui permet d'obtenir plus facilement des échantillons moyens. Ce gazomètre sera une simple cloche cylindrique munie d'un robinet à la partie supérieure.

On a ainsi à sa disposition tout volume de gaz utile aux expériences. On peut aussi réunir cette cloche à un compteur qui enregistrera pour une surface donnée la quantité de gaz dégagée pendant le temps considéré.

Lits bactériens. — L'analyse de l'air prélevé dans un lit bactérien de contact pendant la période de repos, ou dans un lit bactérien à percolateur à tout moment, permet de se rendre compte si l'aération ou plutôt si le renouvellement de l'air s'effectue d'une façon convenable dans ces lits. Les microbes pour oxyder la matière organique empruntent à l'air l'oxygène qui doit toujours s'y trouver en excès.

L'analyse sera dans ce cas très simple, car il suffit de déterminer l'oxygène et l'acide carbonique.

Pour le prélèvement des échantillons (*fig. 22*), on enfonce dans le lit à une profondeur voulue un tube de fer C dont l'extrémité en forme de pointe est fermée; au-dessus de la

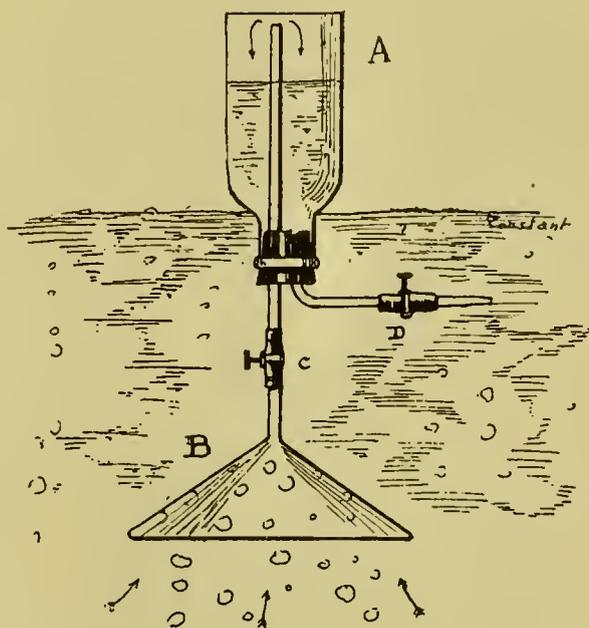


Fig. 21. — Appareil pour recueillir les gaz des fosses septiques (d'après Fowler).

pointe se trouvent plusieurs trous. On adapte alors au tube de fer un bouchon de caoutchouc muni d'un tube de verre réuni à un autre tube plongeant jusqu'au fond dans un flacon A muni d'un tube recourbé réuni à un autre tube plongeant dans un second flacon B beaucoup plus grand. Les deux flacons sont remplis d'eau, comme il a été dit plus haut, avant leur mise en place. On ouvre les pinces DEF et l'eau en

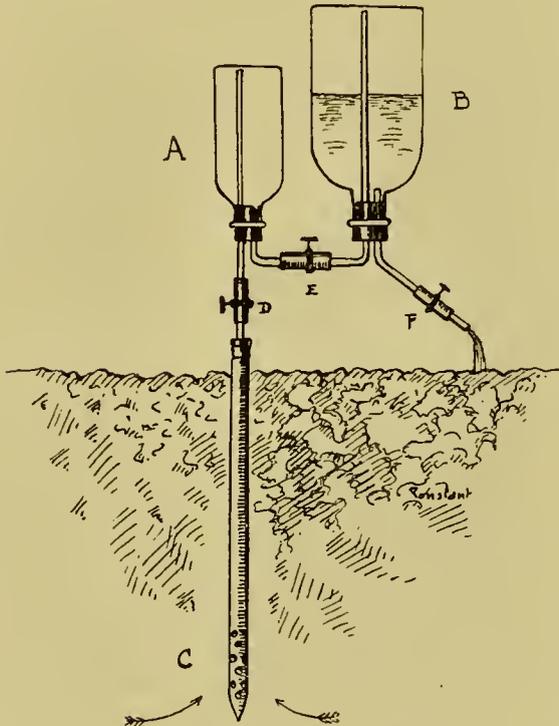


Fig. 22. — Appareil pour recueillir les gaz des lits bactériens (d'après Fowler).

s'écoulant des flacons aspire l'air prélevé à un niveau déterminé. Il est nécessaire que le grand flacon B soit d'une capacité égale à 10 fois celle du tube en fer, de façon à être certain que tout l'air qui s'y trouvait au moment de la mise en place soit remplacé par celui qui occupe les interstices des matériaux des lits bactériens. Le petit flacon A seul est conservé après que les tubes de caoutchouc ont été fermés par des pinces D et F, et détaché du tube de fer et du grand fla-

con, porté au laboratoire pour l'analyse des gaz.

Réactifs. — 1° Lessive de potasse purifiée à 56 degrés B° :

2° Solution saturée d'acide pyrogallique. Cette solution s'altère assez rapidement, aussi elle ne doit être préparée qu'en petite quantité à l'avance ;

3° Oxygène. Ce gaz est préparé à l'état de pureté par électrolyse de l'eau distillée acidulée par l'acide sulfurique.

Appareils. — Les appareils imaginés pour l'analyse des gaz sont très nombreux ; l'appareil d'Orsat plus ou moins modifié est très employé pour les essais industriels. On peut

obtenir des résultats suffisamment approchés avec la burette de Bunte et l'eudiomètre.

La burette de *Bunte* (fig. 25) se compose d'un tube gradué A, cylindrique ou portant un renflement fermé par deux robinets; l'un inférieur B ordinaire est terminé par un tube à tétine. Le robinet supérieur C est un robinet à 5 voies, dont la figure 24 représente en coupe les 5 positions, 1, 2 et 3. Dans la position 1, le robinet fait communiquer la burette à l'entonnoir; en 2, un conduit coudé fait communiquer l'entonnoir avec l'extérieur; en 3, ce même conduit met la burette en relation avec l'extérieur. Ce robinet est surmonté d'un entonnoir D muni d'un trait de jauge à 25 centimètres cubes. Le corps de la burette est enclâssé dans un large tube de verre E qui lui est fixé au moyen de bouchons formés de deux

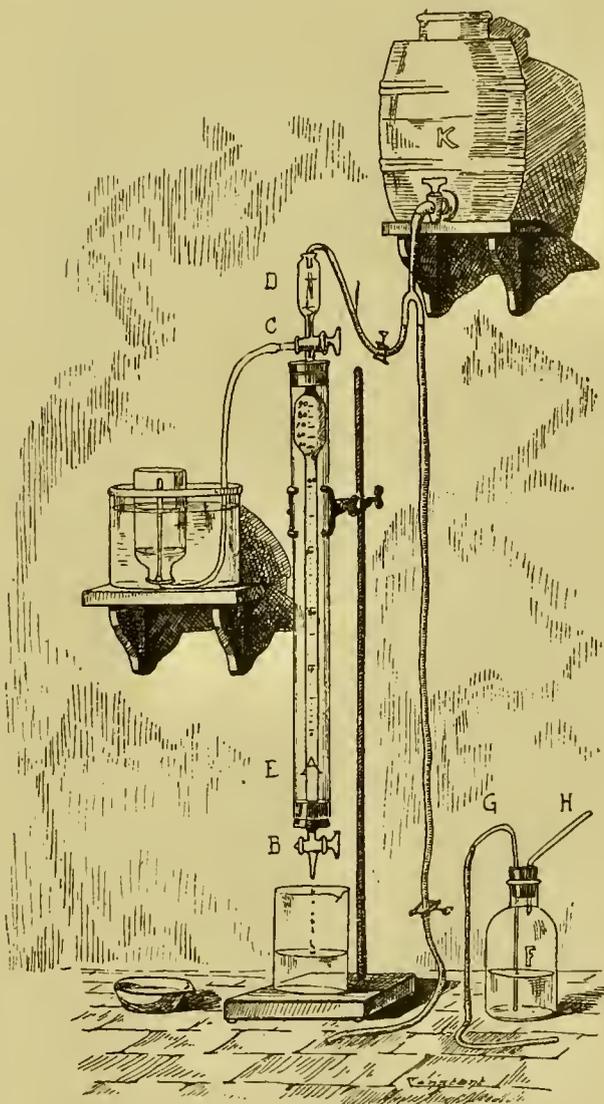


Fig. 25. — Burette de Bunte.

pièces; cette enveloppe protège la burette contre les contacts et les rayonnements extérieurs. La burette munie de son enveloppe est assujettie sur un support.

Pour l'usage de cet appareil, on doit y adjoindre un flacon F de 250 centimètres cubes environ fermé par un bouchon à 2 trous par lesquels passent deux tubes coudés, dont l'un G

plonge jusqu'au fond du flacon, l'autre H se termine au-dessous du bouchon. Ces deux tubes de verre sont munis de tubes de caoutchouc épais.

L'eudiomètre est gradué, il peut être terminé par un robinet muni d'une tétine pour le transvasement des gaz.

Une cuve à mercure et un appareil capable de produire des étincelles, piles et bobine de Ruhmkorff ou magnéto, complètent l'outillage.

Technique. — Comme nous l'avons exposé plus haut, il se présente deux cas : un mélange d'azote, d'oxygène et d'acide carbonique pour les gaz des lits bactériens, ou un mélange d'azote, de méthane, d'hydrogène et d'acide carbonique pour les gaz qui se dégagent des fosses septiques.

Dans le premier cas, l'acide carbonique est absorbé par une solution de potasse, l'oxygène par une solution de pyrogallate alcalin et l'azote reste comme résidu.

Dans le deuxième cas, l'acide carbonique est absorbé par une solution de potasse, le méthane et l'hydrogène sont brûlés en y mélangeant de l'oxygène, les produits de la combustion sont de l'acide carbonique et de l'eau pour le méthane, de l'eau seule pour l'hydrogène, l'azote reste encore comme résidu.

Ces principes étant établis, l'analyse s'effectue comme suit :

On remplit complètement d'eau distillée la burette de Bunte ainsi qu'un tuyau de caoutchouc relié à la tétine du robinet supérieur C. L'extrémité de ce tuyau plonge dans une cuve à eau sur laquelle on débouche le flacon de prise d'échantillon de gaz. Le tuyau étant introduit dans le flacon, on met le robinet C dans la position 3 et on ouvre le robinet inférieur B. L'eau s'écoule et le gaz vient remplir la burette; lorsqu'il est

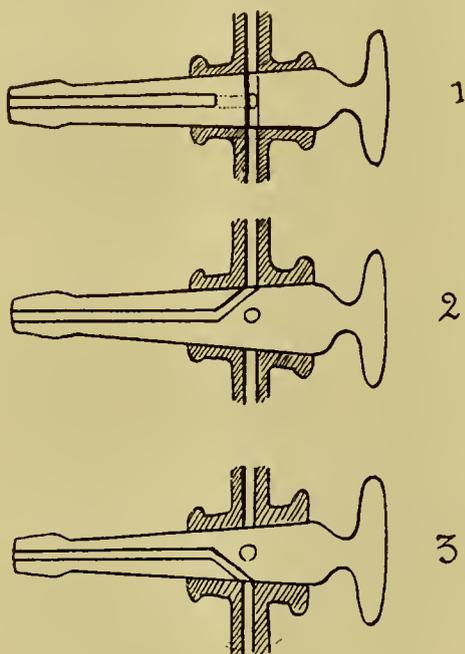


Fig. 24. — Positions du robinet C de la burette de Bunte.

près de la graduation inférieure O, on ferme les robinets et on détache le tuyau de caoutchouc. L'entonnoir est rempli d'eau jusqu'au trait de jauge et le robinet C est placé dans la position 1. S'il s'écoule un peu d'eau dans la burette, on la remplace pour que dans l'entonnoir elle atteigne toujours le trait de jauge et obtenir ainsi une pression constante des gaz dans l'intérieur de la burette. Lorsque l'équilibre est atteint, on note exactement le volume des gaz. La lecture est effectuée en plaçant derrière la burette une feuille de papier blanc qu'on tient à la main; dans ces conditions, le ménisque paraît noir sur une certaine hauteur, c'est le bord noir supérieur que l'on prend comme point de repère pour toutes les lectures. Lorsque la lecture est faite, on tourne le robinet $1/8^e$ de tour de façon qu'il obture tous les orifices.

Acide carbonique. — On remplit à moitié d'eau le flacon F et par le tube H on souffle de façon à remplir d'eau le tube G et le tuyau de caoutchouc qui y est attaché. On pince le tube de caoutchouc et on l'adapte à la tétine du robinet B. On aspire par le tube H l'air qui se trouve dans le flacon, au moyen d'une petite pompe; on ouvre doucement le robinet B, et on continue l'aspiration jusqu'à ce qu'il ne reste que peu d'eau dans la burette. On ferme le robinet B et on détache le tube. On plonge alors la tétine de ce robinet dans une petite capsule contenant de la lessive de potasse et, ouvrant le robinet B avec précaution, on laisse monter la solution alcaline, on ferme alors le robinet. On bouche l'entonnoir D avec un bouchon de caoutchouc, de même la tétine du robinet C et on détache la burette de son support. On agite la burette à plusieurs reprises pour que le gaz soit en contact intime avec la potasse et on replace la burette. On ajoute de l'eau dans le réservoir et on met le robinet C dans la position 1, une certaine quantité d'eau rentre dans la burette et on la remplace dans l'entonnoir pour atteindre le trait de jauge. On attend quelques minutes pour que le liquide soit bien rassemblé et on note le nouveau volume. La différence donnera le volume d'acide carbonique absorbé.

Oxygène. — La même opération s'effectue sur le gaz restant. On emploie alors comme réactifs moitié de lessive de potasse, moitié d'acide pyrogallique. Il y a lieu de prolonger un peu

l'agitation et de faire la lecture seulement lorsque après deux agitations successives le volume du gaz n'a pas varié.

Méthane et hydrogène. — Le gaz débarrassé d'acide carbonique et éventuellement d'oxygène est transvasé dans un eudiomètre sur la cuve à mercure. Pour cela, on adapte au robinet C un tube en caoutchouc à lumière très étroite rempli d'eau et, mettant ce robinet dans la position 5, on plonge l'extrémité du tube de caoutchouc dans la cuve à mercure. On relie le robinet B par un tube de caoutchouc au réservoir K placé au-dessus du niveau supérieur de la burette, ce réservoir et le tube étant pleins d'eau. On ouvre le robinet B, l'eau rentre dans la burette et chasse le gaz; lorsque le gaz commence à sortir du mercure, on place l'extrémité du tube de caoutchouc sous l'eudiomètre rempli de mercure, on recueille ainsi un certain volume de gaz. On ferme alors les robinets de la burette et on note le volume du gaz dans l'eudiomètre.

Dans l'eudiomètre on fait alors passer avec les précautions ordinaires un volume d'oxygène égal à plus de deux fois celui du gaz, soit pour 20 centimètres cubes de gaz une addition de 50 à 60 centimètres cubes d'oxygène. On note exactement le volume du mélange. On fait passer l'étincelle, on laisse refroidir et on ne note le volume que lorsque deux lectures à intervalle de 5 minutes sont concordantes.

Le méthane étant en très forte proportion dans le mélange, il est prudent de diluer le gaz dans un volume connu d'air et de ne faire jaillir l'étincelle qu'après avoir pris toutes les précautions utiles en cas de rupture de l'eudiomètre.

On fait passer dans l'eudiomètre, avec une pipette courbe, de la lessive de potasse pour absorber l'acide carbonique formé et, après avoir noté le volume, on absorbe l'oxygène par l'acide pyrogallique, on note ce dernier volume.

On a ainsi les résultats suivants :

- a* le volume du gaz;
- b* le volume du gaz additionné d'oxygène;
- c* le volume du mélange après l'explosion;
- d* le volume après action de la lessive de potasse;
- e* le résidu après action du pyrogallate alcalin.

Ce qui donne :

$b-c$ est la contraction après explosion;

$c-d$ est le volume d'acide carbonique produit par l'explosion :

$d-e$ est le volume de l'oxygène en excès.

Le volume d'acide carbonique produit par l'explosion est égal à celui du méthane :



La contraction observée après l'explosion doit être attribuée à cette combustion et aussi à celle de l'hydrogène si ce gaz se trouve dans le mélange :



Le volume du méthane étant $c-d$ celui de l'hydrogène sera :

$$\frac{2}{5} [(b-c) - 2(e-d)]$$

Si on a employé un eudiomètre avec robinet supérieur on peut faire passer le gaz, après avoir noté la contraction, dans une autre burette de Bunte pour y faire agir la lessive de potasse et le pyrogallate, ce qui évite les manipulations longues de nettoyage du mercure. Il suffit pour cela de faire l'opération inverse de celle que nous avons décrite pour faire passer le gaz de la burette dans l'eudiomètre. La petite quantité de mercure qui sera introduite dans la burette sera évacuée avant d'ajouter les réactifs.

L'azote reste après toutes les manipulations. On l'évalue par différence.

Des nombres trouvés on déduit la proportion pour cent de chacun des gaz dans le mélange.

Toutes ces déterminations doivent être faites dans une salle à température uniforme et sans interruption pour éviter les corrections dues aux variations de la pression atmosphérique. Pour plus d'exactitude tous les volumes doivent être ramenés à 0 degré et à la pression de 760 millimètres en tenant compte de la tension de la vapeur d'eau⁽¹⁾.

(1) Pour plus de détails, voir : GARNOT. *Traité d'analyse des substances minérales*, t. I, p. 841.

CHAPITRE VIII

ANALYSE BACTÉRIOLOGIQUE

Il n'entre pas dans le cadre de cet ouvrage de donner toutes les méthodes employées dans les laboratoires de bactériologie pour isoler et étudier les bactéries de l'eau ; il est cependant indispensable, en certains cas, pour le chimiste chargé d'études relatives à l'épuration d'eaux résiduaires ou simplement du contrôle de cette épuration, d'en connaître la technique élémentaire.

Il est souvent demandé si un procédé d'épuration permet d'éliminer tout ou partie des nombreux microbes qui pullulent dans les eaux d'égout ; une analyse bactériologique simple permettra de répondre à cette question.

On a aussi proposé, dans le cas d'épidémie, de stériliser, par différents procédés, les effluents sortant des usines d'épuration ; par l'analyse bactériologique, on pourra juger de l'efficacité de ces procédés.

Enfin, les recherches bactériologiques permettent de pousser plus loin les investigations entreprises sur l'effet d'une épuration. Par exemple, la filtration par le sol, nu ou cultivé, permet, lorsqu'elle est opérée sur un sol convenable, et à dose ménagée, d'obtenir une élimination presque complète des microbes des eaux d'égout. Si, au contraire, le sol est peu poreux ou si la quantité d'eau épandue est trop considérable, la destruction des matières organiques peut être suffisante, mais les eaux qui s'écoulent des drains contiendront encore un nombre considérable de microbes, ce qui indiquera un travail mal conduit.

Nous nous bornerons à donner la technique de méthodes simples pour la numération des microbes contenus dans les eaux en renvoyant aux traités de bactériologie pour des études plus complètes.

APPAREILS. — Les appareils indispensables pour les analyses bactériologiques sont peu nombreux.

1° *Le four Pasteur*, pour la stérilisation à sec de la verrerie. Les composés organiques, sauf l'ouate et le papier, ne sont pas susceptibles d'être stérilisés par ce procédé. La stérilisation n'est complète que si les objets ont été exposés pendant une demi-heure à 180 degrés. On en est assuré lorsque le papier et l'ouate ont pris une coloration brun clair.

Le four Pasteur (fig. 25) se compose d'un cylindre en tôle à double paroi porté par trois pieds et muni d'une cheminée. Dans l'intérieur se trouve un panier en toile métallique dans lequel on place les objets à stériliser. Il est fermé par un couvercle percé d'une tubulure pour supporter un thermomètre. Au-dessous, un brûleur Bunsen chauffe l'air qui circule dans la double paroi et s'échappe par la cheminée.

Les appareils de verre bien lavés et séchés, tubes ou ballons bouchés à l'ouate, boîtes de Pétri enveloppées de papier à filtrer, sont placés dans le panier et on chauffe très lentement, afin de régulariser la température dans toutes les parties ; on évite ainsi les ruptures. De même, le refroidissement doit se faire spontanément et on ne doit ouvrir le four que lorsqu'il est revenu à la température du laboratoire.

Pour éviter que les appareils soient en contact direct avec le fond surchauffé, il est recommandé d'y placer une ou deux

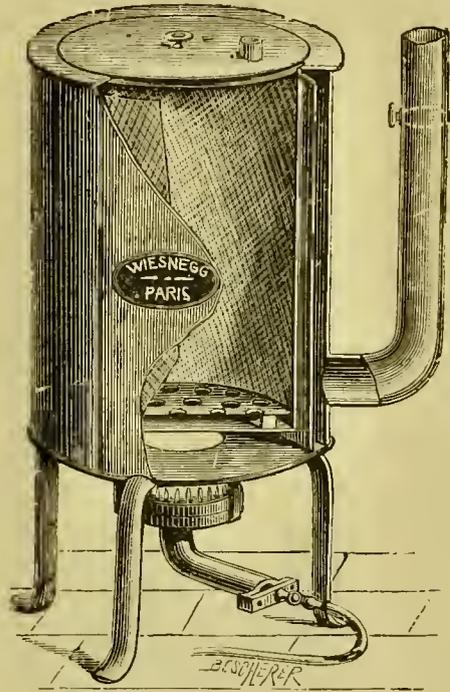


Fig. 25. — Four Pasteur pour flamber la verrerie.

briques réfractaires qui préservent de la carbonisation l'ouate et le papier.

2° *L'autoclave Chamberland.* — Cet autoclave (fig. 26) est une simple chaudière cylindrique en cuivre, avec couvercle de bronze maintenu par des écrous, qu'on rend hermétique par

un joint de caoutchouc. Au couvercle, ou sur la chaudière elle-même se trouve un orifice sur lequel est fixé un manomètre, pour indiquer la pression intérieure, un robinet de vapeur et une soupape de sûreté réglable à volonté.

La chaudière est supportée par une enveloppe de tôle et est chauffée par une double couronne de brûleurs Bunsen. A l'intérieur se place un panier en toile métallique destiné à recevoir les objets à stériliser.

Les appareils étant disposés dans le panier, et après s'être assuré que la quantité

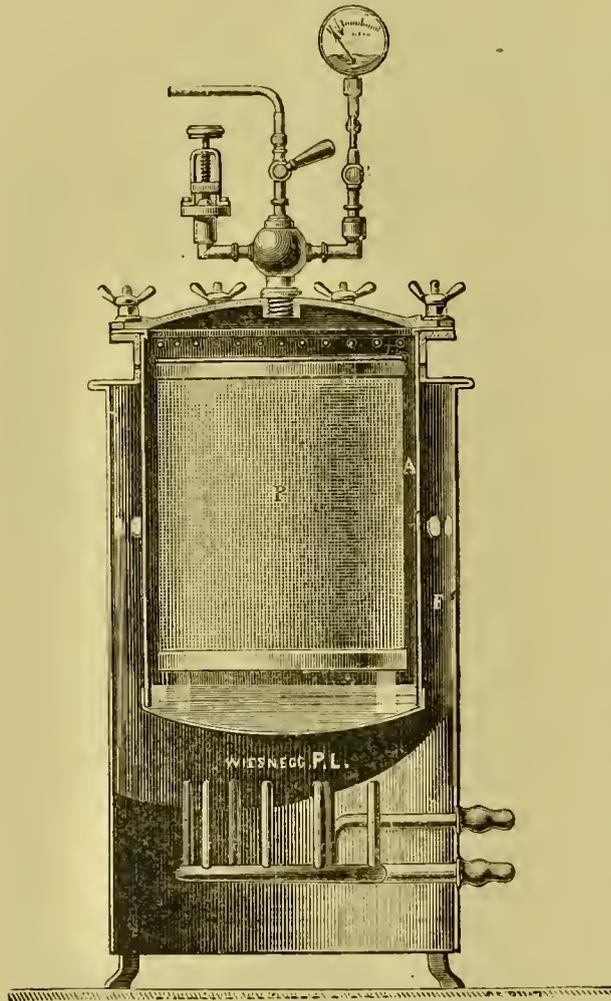


Fig. 26. — Autoclave Chamberland.

d'eau qui se trouve au fond de la chaudière est suffisante, on pose le couvercle et on serre les écrous.

Le robinet de vapeur est ouvert et on allume les brûleurs. Lorsque le jet de vapeur qui sort du robinet est bien homogène et s'échappe en sifflant, on ferme ce robinet. On surveille alors le manomètre et lorsque l'aiguille indique 120 degrés, on règle le chauffage et la soupape de sûreté pour maintenir

cette température pendant 20 minutes. Après ce temps, on éteint le gaz et on laisse tomber la pression intérieure. Lorsque l'aiguille du manomètre est revenue au zéro, on ouvre avec précaution le robinet de vapeur, et lorsque celle-ci s'est échappée, on peut enlever le couvercle et retirer les objets stérilisés.

Il est très important de laisser échapper complètement l'air de l'autoclave avant la fermeture du robinet de vapeur, car les indications du manomètre seraient erronées. De même, on ne doit ouvrir le robinet de vapeur que lorsque la pression est tombée, car on s'exposerait à avoir des projections des liquides contenus dans les appareils ou, pour le moins, les cotons obturant ces appareils seraient mouillés, ce qui obligerait à une nouvelle stérilisation.

5° *L'étuve de Roux* (fig. 27) est certainement l'appareil qui, par son réglage facile, permet le mieux d'obtenir des cultures à une température déterminée.

Cette étuve se compose d'une armoire en bois de plusieurs dimensions, fermée à la partie antérieure par une ou deux portes vitrées, posée sur un support auquel est fixée une rampe à gaz, supportant un certain nombre de petits bees munis de cheminées en mica.

Le courant d'air chaud et les gaz de combustion du brûleur circulent dans un grand nombre de tubes en cuivre placés le long des parois de l'armoire, il se produit ainsi, par rayonnement, un échauffement uniforme de l'air contenu dans l'étuve. Des ouvertures placées latéralement à la partie inférieure et dans le plafond de l'étuve assurent l'aération.

La température est réglée d'une façon très précise par le *régulateur de Roux*, complètement métallique. Il se compose (fig. 28) de deux tiges de métaux dont les coefficients de dilatation sont très différents, zinc et acier, soudées ensemble et recourbées en forme d'U. Le métal le plus dilatable, le zinc étant en dehors, toute élévation de température tend à rapprocher les deux branches ; au contraire, tout abaissement les écarte l'un de l'autre. L'une des branches étant fixée, l'autre branche transmet les déformations produites par les changements de température à une tige agissant sur un piston qui commande l'arrivée du gaz, placée à l'extérieur. Il existe un nouveau mo-

dèle de ce régulateur, reposant sur le même principe, mais dans lequel on utilise la déformation dans le sens de la longueur pour obtenir une force énergique qui permet de multi-

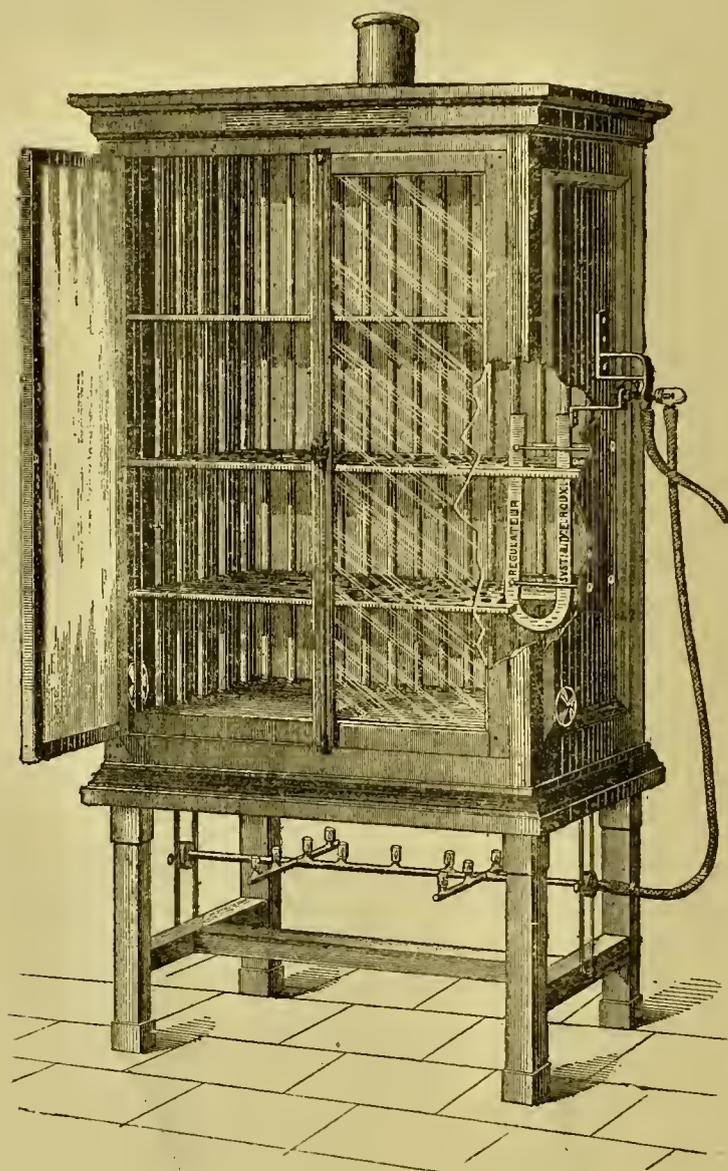


Fig. 27. — Étuve de Roux.

plier l'amplitude des faibles déplacements. Il est formé d'un tube métallique constituant à la fois le support et l'un des éléments de dilatation, et d'une tige métallique placée au centre du tube. Ces deux pièces formées de métaux de dilatation très

différentes sont soudées ensemble à leur extrémité opposée à l'appareil de distribution du gaz.

Réglage. — Serrer la vis R jusqu'à ce que le gaz sorte franchement par les brûleurs que l'on a soin d'allumer. Puis, desserrer la vis V avec un petit tournevis, pour laisser passer le gaz qui doit alimenter l'allure minimum du brûleur lorsque la tige A du piston n'est pas repoussée par la branche mobile de V. Desserrer la vis R pour se rendre compte de l'importance du débit fourni par le trou de veilleuse V, lorsqu'il donne la totalité du gaz au brûleur ; la flamme minimum doit avoir 4 à 5 millimètres de haut. On réglera définitivement l'appareil en serrant ou desserrant le bouton R, en observant les indications du thermomètre placé à l'intérieur.

Il est recommandé de noircir les vitres des portes ou d'y coller du papier noir, pour éviter l'action bactéricide de la lumière sur les cultures.

PRÉLÈVEMENT DES ÉCHANTILLONS. — Il n'est pas possible pour une numération de germes de penser à opérer sur des échantillons moyens, la vitesse de reproduction des microbes est telle que les résultats seraient inutilisables. Il faut donc prélever des échantillons d'eau à des moments déterminés par l'expérience.

Les analyses bactériologiques étant faites sur un centimètre cube ou une fraction de centimètre cube, on ne prélève que 50 à 60 centimètres cubes d'eau.

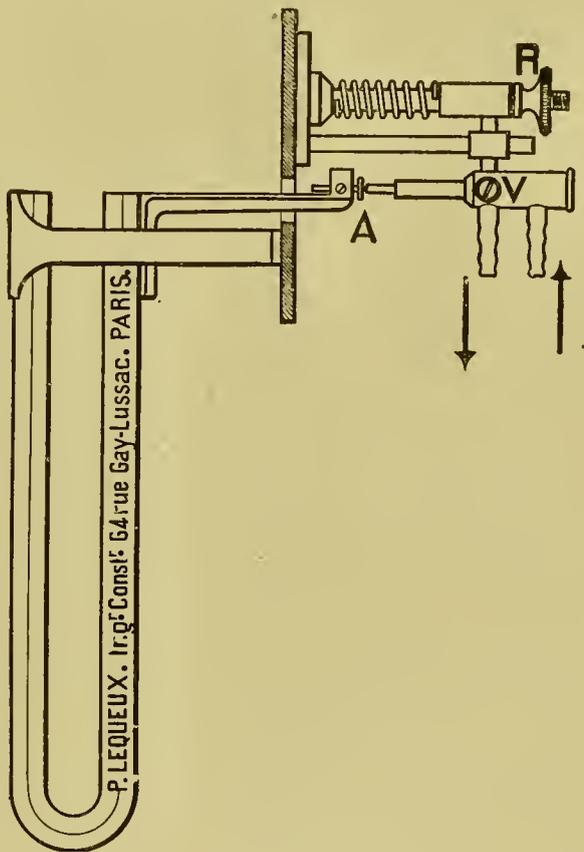


Fig. 28. — Régulateur de Roux.

Les flacons de prélèvement sont ordinaires, tels qu'ils sont employés en pharmacie, bouchés avec un bouchon de liège neuf et coiffés d'un capuchon de fort papier maintenu par une ficelle. Pour permettre à l'air de s'échapper du flacon pendant la stérilisation on interpose entre le bouchon et le goulot de la bouteille un bout de ficelle. On stérilise les flacons ainsi préparés pendant 20 minutes à l'autoclave à 120°.

Pour le remplissage, on a soin de sortir le bouchon du goulot en le saisissant à travers le capuchon de papier et on le remet de la même manière.

Les analyses doivent être faites le plus tôt possible après la prise d'échantillons.

NUMÉRATION DES GERMES AÉROBIES. — La méthode la plus facile et la plus employée est la méthode par les bouillons gélatinés.

La plupart des traités de bactériologie donnent une formule de bouillon préparé avec la viande de bœuf ou de cheval. Nous avons abandonné ce mode de préparation, qui est long, et ne donne pas un milieu de composition constante. On peut simplement employer l'eau peptonée, mais il est préférable d'y ajouter de l'extrait de viande qui contient des produits favorables à la production de certains pigments par les microbes, pigments dont la coloration aide à leur différenciation.

Le *bouillon simple* a la composition suivante :

Extrait de viande Liebig.	50 grammes
Peptone	20 —
Sel de cuisine	5 —
Eau.	1 litre

Lorsque la dissolution est obtenue, on alcalinise légèrement par l'addition de lessive de soude diluée à 1/10^e, on stérilise à l'autoclave à 120 degrés, pendant quinze minutes, puis on filtre et on répartit dans des tubes ou ballons, ou on en prépare le milieu gélatiné.

Le *bouillon gélatiné* se prépare en dissolvant 100 à 120 grammes de gélatine (suivant la saison) dans un litre de bouillon. On clarifie au blanc d'œuf à 100 degrés, on filtre et on répartit dans des tubes à essais, à la dose de 10 centimètres cubes par tube. La gélatine étant altérée par l'exposition à haute température, la stérilisation est obtenue par chauffage pendant une

demi-heure à 100 degrés chaque jour, pendant 5 jours consécutifs.

Les instruments nécessaires pour la numération des germes aérobies sont :

1° Des tubes contenant 10 centimètres cubes de bouillon gélatiné stérilisé ;

2° Des tubes contenant 9 centimètres cubes d'eau distillée stérilisée ;

3° Des ballons contenant 500 centimètres cubes d'eau distillée ;

4° Des boîtes de Pétri, enveloppées de papier à filtrer, flambées au four Pasteur ;

5° Des pipettes de 1 centimètre cube, graduées en dixièmes, stérilisées dans des tubes à essais fermés d'ouate et garnis de papier.

Technique. — On liquéfie au bain-marie la gélatine d'un certain nombre de tubes et on laisse refroidir jusque 50-55 degrés.

D'autre part, on mesure dans une série de boîtes de Pétri des volumes décroissants d'eau, soit 1/10^e, 1/100^e, 1/1000^e de centimètre cube, et même pour les eaux d'égout 1/10 000^e, 1/100 000^e et 1/1 000 000^e de centimètre cube, tels que dans les dernières boîtes, les colonies qui se développeront soient suffisamment bien séparées les unes des autres pour permettre de les compter facilement.

On obtient ces dilutions de la façon suivante : Lorsque les eaux sont peu riches en microbes, on mesure 1 centimètre cube d'eau à analyser dans un tube contenant 9 centimètres cubes d'eau distillée stérilisée, on a ainsi une première solution au dixième qui permet, de la même façon, d'obtenir la solution au centième et ainsi de suite. Pour les eaux très chargées en bactéries comme les eaux d'égout, on débute par la solution au millième, en mesurant un demi-centimètre cube d'eau à analyser dans 500 centimètres cubes d'eau distillée stérilisée, les solutions suivantes seront obtenues avec les tubes de 9 centimètres cubes, comme nous venons de l'exposer.

Cela fait, on verse dans chaque boîte 10 centimètres cubes de gélatine liquéfiée et on mélange le mieux possible en agitant sans toutefois produire de bulles. On laisse refroidir et

on porte les boîtes bien étiquetées dans une armoire spéciale du laboratoire. Cette armoire, de petite dimension, repose sur une planche de métal sous laquelle est accolé un serpentin de plomb dans lequel peut circuler un courant d'eau froide, permettant de maintenir pendant les chaleurs de l'été, une température moyenne de 22° environ. Cette disposition évite la liquéfaction très rapide de la gélatine, à cette époque de l'année, sous l'action des diastases microbiennes qui diffusent plus facilement dans la masse solide.

La numération se fait très simplement en posant la boîte sans l'ouvrir sur une plaque quadrillée comme celle de l'appareil de *Wolffhügel* (fig. 29). En multipliant par la dilution observée on obtient le nombre de colonies par centimètre

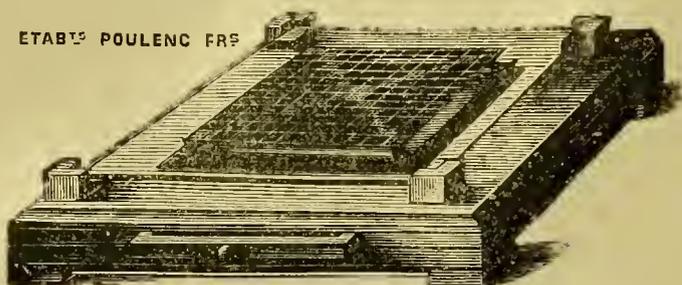


Fig. 29. — Appareil de Wolffhügel pour compter les colonies.

cube. Il est préférable de prendre la moyenne des nombres obtenus avec les différentes dilutions.

Cette numération doit être effectuée à plusieurs reprises à intervalles assez rapprochés, pour surveiller le développement des microbes liquéfiant la gélatine, qui, lorsqu'ils sont nombreux, rendent au bout d'un certain temps la numération impossible. Nous avons adopté le comptage au bout de 4 jours et de 10 jours. On doit toujours indiquer ce temps dans un compte rendu d'analyses, car certains microbes ne donnent des colonies apparentes qu'au bout de quelques jours seulement et malgré les tables de rapport données par *Miquel* on ne peut présumer d'avance du nombre même approximatif de colonies qui apparaîtront dans la gélatine au bout d'un certain nombre de jours.

On a coutume de compter à part les microbes liquéfiant la gélatine, de même que les moisissures dont les colonies se reconnaissent très facilement par leur aspect particulier.

NUMÉRATION DES GERMES ANAÉROBIES. — Les méthodes employées pour la culture et la numération des germes anaérobies sont généralement trop compliquées pour être d'un usage courant. *Guillemard* ⁽¹⁾ a proposé une technique plus simple que nous avons fait étudier dans notre laboratoire par *Bloch* ⁽²⁾ qui l'a modifiée de la façon suivante.

Le milieu de culture employé a pour composition ⁽³⁾ :

Peptone.	50 grammes
Chlorure de sodium	5 —
Gélose	10 —
Eau.	1000 centimètres cubes

Faire dissoudre à chaud la peptone et le chlorure de sodium dans 500 centimètres cubes d'eau; après dissolution, alcaliniser légèrement mais franchement avec une solution de soude à 10 pour 100 ajoutée goutte à goutte jusqu'à léger bleuissement du papier de tournesol. D'autre part, chauffer la gélose avec 500 centimètres cubes d'eau jusque vers 60-70°; jeter cette première eau et la remplacer par 500 autres centimètres cubes; chauffer comme précédemment, mélanger à la solution de peptone (s'assurer de la réaction alcaline du mélange), et porter à l'autoclave à 120° pour dissoudre la gélose. Filtrer à chaud sur papier Chardin, mettre en tubes et stériliser pendant 20 minutes à 115-118°. Le milieu ainsi obtenu est très peu coloré, limpide à chaud et légèrement opalescent à froid. Il est suffisamment transparent pour compter les colonies et il a l'avantage de mousser très peu même sous l'action d'un fort courant d'hydrogène. Bien que ne se liquéfiant qu'à la température de l'ébullition il peut rester liquide à 41°.

Ce milieu est réparti par dose de 20 centimètres cubes dans des tubes à essais de 20 centimètres de long sur 20 millimètres de diamètre gradués par 2 centimètres cubes jusque 20 centimètres cubes. On peut plus simplement employer des tubes

⁽¹⁾ La culture des microbes anaérobies appliquée à l'analyse des eaux. *Annales de l'Institut Pasteur*, 1906, p. 155.

⁽²⁾ Contribution à l'étude de la numération des microbes aérobie et anaérobies dans les eaux, *Revue d'hygiène*, 1906, p. 913.

⁽³⁾ La plupart des milieux employés pour la culture, ou l'isolement des germes anaérobies sont additionnés de glucose. Ce produit ne favorise pas le développement de ces germes, mais par contre permet la formation de gaz qui détruisent l'homogénéité du milieu et empêchent un isolement facile.

de même dimension que l'on a jaugés à 20 centimètres cubes par un trait de lime.

Les microbes anaérobies sont caractérisés par leur pullulation dans un milieu complètement privé d'oxygène, les aérobies au contraire ne peuvent vivre dans de telles conditions.

Pour priver le milieu de l'oxygène on y fait passer pendant un certain temps un courant d'un gaz inerte comme l'hydrogène qui chasse l'air dissous dans le milieu.

L'appareil décrit par *Guillemard* pour produire l'hydrogène

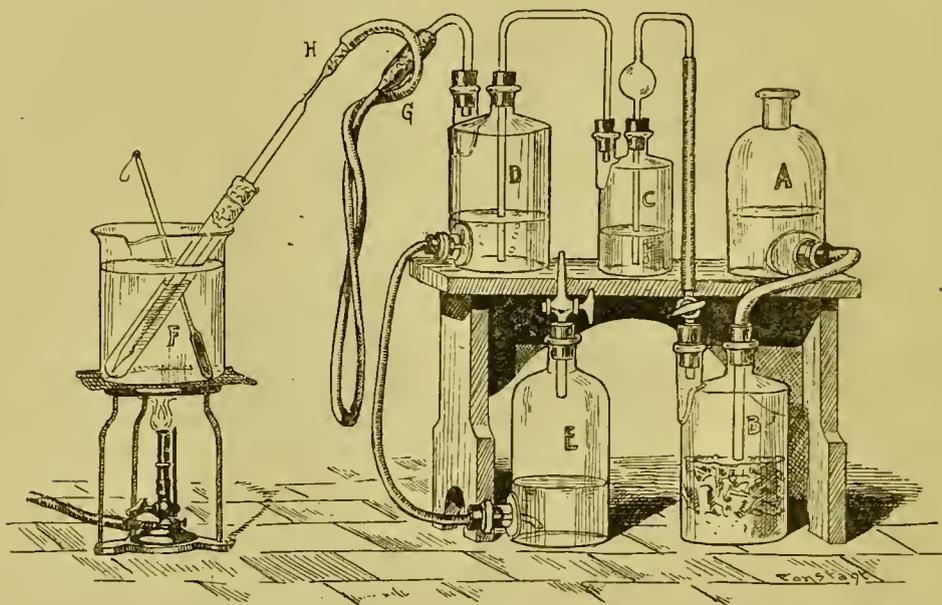


Fig. 5). — Appareil pour la culture des microbes anaérobies.

est un appareil intermittent (fig. 50). Il se compose d'un flacon à deux tubulures B contenant à la partie inférieure des billes de verre et au-dessus des lames de zinc. Par la tubulure centrale passe un tube, plongeant au fond du flacon, relié à la tubulure inférieure d'un flacon A, placé sur un petit banc, contenant de l'eau acidulée par l'acide sulfurique. La tubulure latérale est munie d'un tube à robinet R' qui permet le passage du gaz dans un flacon laveur D contenant de l'eau distillée, portant une tubulure latérale de dégagement de gaz et une tubulure inférieure reliée par un tube de caoutchouc à un autre flacon E à tubulure inférieure, dont le goulot est fermé par un bouchon traversé par un tube à robinet R². Au tube de caoutchouc qui sert au dégagement de l'hydrogène est fixée

une pince. Il est recommandable d'installer entre le flacon producteur d'hydrogène et le flacon laveur un flacon de Woolf C à 2 tubulures, pour purifier le gaz, contenant la solution :

Bichromate de potasse	8 grammes
Eau distillée	150 centimètres cubes
Acide sulfurique	10 —

Les pipettes sont faites au laboratoire avec des tubes en verre mince de 9 à 10 millimètres extérieurs ; le corps de la pipette a de 15 à 20 centimètres, il est effilé à la partie inférieure et présente à la partie supérieure un étranglement permettant l'introduction d'une boure de coton (fig. 51).

Pour éviter toute cause de contamination pendant l'opération, cette pipette, dont la partie supérieure est protégée par un manchon de papier, est introduite dans un tube à essais de même dimension que ceux qui contiennent le milieu de culture ; la pointe brisée va jusqu'au fond du tube (donner à l'effilure 5 à 6 centimètres) ; l'ouverture du tube est obstruée par de l'ouate enroulée autour de la pipette, ce tampon est lui-même protégé par du papier. Le tout est stérilisé au four Pasteur et conservé pour l'usage.

Le milieu est liquéfié au bain-marie bouillant, puis laissé à refroidir jusque vers 41° et on opère de la façon suivante :

1° Purger d'air l'appareil producteur d'hydrogène ;

2° Adapter la pipette stérilisée laissée dans son tube, au caoutchouc de dégagement, et faire passer un courant d'hydrogène pendant quelques minutes ;

3° Ensemencer le tube de gélose avec 1 ou 2 centimètres cubes à la dilution convenable, le rouler fortement en le tenant

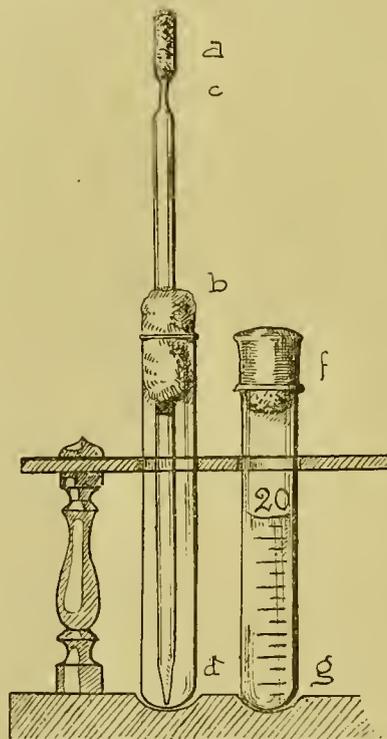


Fig. 51. — Tube de milieu de culture et pipette pour la numération des germes anaérobies.

incliné et l'introduire dans un bain-marie, placé à côté de l'appareil, contenant de l'eau à 38-40°;

4° Sans interrompre le courant d'hydrogène, dégager la pipette en lui conservant son tampon extérieur d'ouate et l'introduire dans le tube de géloseensemencé, le tampon servant de fermeture; l'enfoncer jusqu'au fond du tube, faire passer le courant pendant quelques minutes;

5° Fermer le robinet R¹ de dégagement, ouvrir le robinet R² d'aspiration, l'eau contenue dans le flacon laveur s'écoule dans le flacon E et aspire le milieu dans la pipette. Lorsque celle-ci est à peu près remplie, fermer à la lampe d'abord l'étranglement supérieur de la pipette, puis la pointe effilée.

6° Laisser refroidir la pipette placée debout dans un support appuyée sur du coton;

7° Noter dans le tube la quantité de gélose qui a été introduite dans la pipette: pour cela une lecture suffit dans les tubes gradués. Dans les tubes simplement jaugés à 20 centimètres cubes, on ajoute avec une burette de Mohr de l'eau distillée jusqu'au trait. Cette mesure permettra de ramener au centimètre cube la numération des colonies qui sera effectuée dans la pipette.

Nous ne saurions trop recommander d'abord d'éviter un courant d'hydrogène assez violent pour faire trop mousser le liquide. Ensuite, il est nécessaire de fermer le robinet d'aspiration R² dès que le liquide est parvenu au milieu de la pipette (il continue à monter en raison de la différence de pression), et de se tenir prêt à le refouler en ouvrant le robinet de dégagement R¹ dès qu'il paraît vouloir arriver à l'étranglement. Il y a en effet intérêt, pour la régularité de la numération et pour le scellement du tube, à ce que le liquide n'ait pas affleuré l'étranglement et à ce que la partie supérieure de la pipette ne renferme que de l'hydrogène pur.

Les colonies qui se développent dans ces conditions sont très nettes et faciles à compter, elles sont souvent brunes ou noires et se prêtent aisément aux ensemencements.

Pour isoler les colonies, on coupe la pipette dans la partie vide, on brise l'autre pointe et on laisse glisser tout le milieu dans une boîte de Pétri stérilisée. On peut alors prélever très facilement les colonies qu'on transporte sur un autre milieu.

Ce réensemencement est en effet indispensable pour se rendre compte si les colonies sont formées de microbes anaérobies stricts, c'est-à-dire ne pouvant vivre en présence d'oxygène, ou de microbes anaérobies facultatifs c'est-à-dire capables de vivre aussi bien en présence qu'en l'absence d'air. D'une façon générale, la dernière classe est de beaucoup la plus nombreuse.

Pour cette détermination, il est nécessaire de préparer deux sortes de tubes de culture.

On prépare d'abord des tubes pour la culture des microbes anaérobies en milieu liquide. On verse, à la surface de l'eau peptonée ou du bouillon peptone contenu dans des tubes à essais, environ 1/2 centimètre cube d'huile de vaseline et on stérilise à l'autoclave. Il est important de n'employer que du liquide nutritif ayant déjà été stérilisé, car l'air dissous dans ce liquide en s'échappant pendant la stérilisation projetée, sur le coton qui bouche le tube, de la vaseline et même du liquide ce qui nuit à la bonne conservation du milieu.

Pour la culture des microbes aérobies, on mesure dans des tubes à essais stérilisés 5 centimètres cubes de milieu gélosé dont nous avons donné la formule mais préparé spécialement en y ajoutant 2 à 5 pour 100 de gélatine pour permettre plus d'adhérence avec le verre. On incline les tubes presque horizontalement sur une table pour donner au milieu le plus de surface possible exposée à l'air et on laisse refroidir. On relève les tubes le lendemain et on les capuchonne au caoutchouc afin de les conserver pour l'usage.

La technique de différenciation est très simple. Dans le long cylindre qui se trouve dans la boîte de Pétri comme nous l'avons dit plus haut, on prélève avec un fil de platine flambé, chaque colonie qu'on transporte rapidement dans le milieu liquide sous vaseline. On met en incubation dans l'étuve à 37° et lorsque le liquide est troublé indiquant la formation d'une culture abondante on prélève avec une pipette stérile, une goutte de la culture qu'on laisse couler à la surface du tube de gélose inclinée. Si le microbe, est aérobie on note le lendemain souvent une traînée blanchâtre sur la partie qui a été mouillée par la goutte et après quelques jours la culture devient très abondante.

CHAPITRE IX

INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS DE L'ANALYSE D'UNE EAU RÉSIDUAIRE

Nous avons exposé, au début de cet ouvrage, que la connaissance de la composition d'une eau d'égout ou d'une eau résiduaire industrielle était utile, pour établir le procédé d'épuration applicable à ces eaux, ou pour se rendre compte du danger qu'il y a à les rejeter dans un cours d'eau.

Malgré des analyses rigoureuses, il est souvent difficile de donner les caractéristiques d'une eau d'égout. Ces caractéristiques dépendent de la concentration, de la composition chimique et de certaines conditions biologiques.

La concentration, c'est-à-dire la quantité de matières en dissolution et en suspension dans l'eau, peut être déterminée par le résidu sec.

La composition chimique dépend de facteurs importants, comme l'azote organique, le carbone organique, l'ammoniaque, les graisses et les chlorures, et d'autres facteurs accessoires comme les composés minéraux qui ne sont déterminés que dans certains cas particuliers.

Les conditions biologiques dépendent du temps qui s'écoule depuis l'évacuation jusqu'à l'arrivée au point de prélèvement des échantillons, de la température, du caractère et du nombre des organismes que l'eau renferme, organismes qui accomplissent leur œuvre de désintégration qui se manifeste le plus souvent par la putréfaction.

Les eaux d'égout peuvent contenir ensemble ou séparément, les eaux ménagères, les eaux vannes, les eaux de pluies ayant lavé les rues, et les eaux industrielles. On a coutume d'appeler eaux domestiques le mélange des deux premières avec ou sans addition des troisièmes.

La composition des eaux domestiques devrait, semble-t-il, être assez voisine pour différentes villes, cependant elle varie; si les excréta et les résidus ménagers peuvent dans certains cas être en proportion équivalente, la composition des eaux de distribution n'est souvent pas comparable.

On a pu établir cependant un certain nombre de rapports entre les différents corps dosés, qui permettent de tirer quelques conclusions des analyses.

L'*azote organique* représente un groupe de composés éminemment putrescibles et qu'on doit le plus faire disparaître des eaux, il sera donc déterminé en premier lieu.

L'*ammoniaque* existe en quantité relativement faible dans une eau domestique prise à son entrée dans l'égout. Lorsque l'eau est très fraîche, le rapport

$$\frac{\text{ammoniaque}}{\text{azote organique}} = \frac{1}{2},$$

mais dans les grands égouts il se rapproche de l'unité. Au contraire, lorsque l'eau s'est trouvée dans des conditions très favorables à la putréfaction, la valeur augmente et dans une fosse septique il peut être égal à 7. Dans ce traitement, la quantité totale d'azote ammoniacal et organique n'ayant pas sensiblement diminué, on peut calculer approximativement ce que devait être la valeur de l'azote organique à l'origine et en déduire l'effet du séjour dans la fosse. Cette augmentation de l'ammoniaque n'est pas proportionnelle au temps, elle est très faible d'abord puis très rapide à un moment donné, surtout dans les conditions de la fosse septique. Pour une eau de même provenance ce rapport augmente en été et diminue en hiver.

Le *carbone organique* ne peut être connu que par la détermination directe, et le rapport entre les nombres ainsi trouvés et ceux donnés par l'oxydabilité sont excessivement variables; cependant, pour une eau de même provenance, les résultats obtenus par cette dernière détermination peuvent avoir une signification comparative. Le rapport $\frac{\text{carbone organique total}}{\text{azote total}}$

serait intéressant à connaître pour la classification des eaux. *Phelps* donne pour une eau la valeur de 5,1.

Nous avons déjà montré l'intérêt qu'il y avait à déterminer

la proportion du *chlore*. Le rapport proposé par *Rideal* peut être simplifié en supprimant la multiplication par 100. Ce rapport $\frac{\text{chlore}}{\text{azote}}$ est compris entre 1 et 1,5 dans la plupart des eaux domestiques. Il y a cependant des exceptions lorsque les eaux d'égout sont très diluées par des eaux de distribution contenant des chlorures, ou mélangées à des eaux de mer.

Les *matières grasses* sont souvent une cause de trouble dans l'épuration, car elles se décomposent très difficilement et se déposent à la surface des sols naturels ou artificiels sur lesquels on déverse les eaux pour les épurer.

L'*oxygène*, les *nitrites* et les *nitrites*, ces derniers analogues à l'oxygène qu'ils abandonnent facilement, sont toujours en petites quantités dans les eaux d'égout, et y disparaissent très rapidement. Leur présence en proportion appréciable démontrera que l'eau a été déversée depuis peu de temps.

L'*hydrogène sulfuré* n'apparaît que lorsque l'oxygène, les nitrites et les nitrates ont disparu, et est un témoin de la décomposition putride des eaux.

Pour les eaux résiduaires industrielles, quelques déterminations permettent immédiatement de rejeter certains procédés d'épuration ; ainsi les eaux acides ou trop alcalines, les eaux contenant des produits antiseptiques ne peuvent être soumises aux procédés biologiques ou à l'épandage ; de même les eaux renfermant une trop forte proportion de matières grasses. La composition de quelques eaux résiduaires industrielles en matières organiques est telle que le séjour en fosse septique n'est pas possible ; il est indiqué pour d'autres.

CHAPITRE X

INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS DE L'ANALYSE D'UN EFFLUENT DE FOSSE SEPTIQUE

Nous avons déjà signalé les difficultés qui se présentent au chimiste dans l'interprétation de l'analyse d'une eau d'égout surtout par suite de l'impossibilité de récolter des échantillons représentant *réellement* en volume proportionnel et en composition; mais, pour l'effluent de la fosse septique, une nouvelle difficulté s'ajoute par la nécessité de comparer cet effluent à l'eau dont il provient.

Dans la fosse septique, les eaux doivent abandonner la presque totalité des matières solides en suspension, mais la partie organique de ces matières se décompose sous l'influence de l'activité microbienne pour donner des composés solubles et des gaz; d'un autre côté, les matières organiques solubles subissent aussi des décompositions. De sorte qu'il peut se présenter un grand nombre de cas qu'il est très difficile de distinguer : 1° la fosse septique n'a aucun effet, si ce n'est celui d'un bassin de décantation, les eaux auront la même composition à la sortie qu'à l'entrée, sauf qu'elles seront débarrassées des matières en suspension; 2° les fermentations sont très actives dans la fosse septique : l'effluent pourra contenir moins de matières organiques solubles si la proportion de matières organiques en suspension qui se déposent est faible; au contraire, si cette proportion est très forte comparativement aux matières organiques solubles, la quantité de ces dernières augmentera; il peut arriver enfin que les dissolutions et les décompositions se balancent, et la quantité de matières

organiques dissoutes dans l'effluent sera égale à celle de l'eau brute.

Il est cependant un certain nombre de témoins de l'action septique qui se produit dans ces fosses.

L'*ammoniaque* augmente en raison directe de la durée du séjour en fosse septique, par suite de la décomposition des matières azotées dont elle est le dernier terme.

Le *carbone organique* diminue généralement, les produits hydrocarbonés subissant facilement des décompositions avec formation de gaz dont les principaux sont l'acide carbonique et le méthane.

L'*hydrogène sulfuré* se trouve toujours dans l'effluent des fosses septiques, produit par la réduction des sulfates principalement, et aussi par la décomposition des matières albuminoïdes. C'est à ce gaz qu'il faut attribuer l'odeur désagréable de cet effluent ; pour cette raison et aussi pour éviter qu'une partie de l'oxygène qui doit brûler les matières organiques ne soit employé à oxyder l'hydrogène sulfuré, il faut éviter le mieux possible sa production.

La proportion de *matières en suspension* doit appeler toute l'attention du chimiste, car elle est de la plus haute importance. Il est de toute nécessité, en effet, que l'effluent d'une fosse septique ne contienne aucune matière en suspension, car ces matières viennent se déposer sur les lits bactériens, en comblent les interstices, en colmatent la surface, ce qui oblige à des remaniements coûteux, difficiles à exécuter sans interrompre l'épuration, surtout dans une petite installation.

Les gaz qui se dégagent des fosses septiques ont permis de démontrer, d'une façon irréfutable par leur composition et leur volume, les décompositions qui s'y accomplissent.

Les spécialistes de l'épuration biologique ne sont pas encore d'accord pour reconnaître le moment où l'eau est *sur-septisée*, suivant l'expression de G. Fowler, c'est-à-dire le moment où l'eau, ayant été le siège de fermentations trop avancées, devient par cela même plus difficile à épurer par oxydation dans les lits bactériens. Cette question est très complexe, car, dans une installation qui reçoit un afflux irrégulier, certaines parties de cet afflux seront sur-septisées, d'autres beaucoup moins, et le sujet demande encore de nombreuses études.

CHAPITRE XI

INTERPRÉTATION DES RÉSULTATS DE L'ANALYSE D'UN EFFLUENT ÉPURÉ CONTROLE DE L'ÉPURATION

La définition d'une eau épurée n'est pas à faire, car, si théoriquement on ne doit admettre sous ce nom qu'une eau ayant la composition des eaux potables, pratiquement on ne peut avoir une telle exigence qui entraînerait souvent à des dépenses hors de proportion avec le résultat à obtenir.

Lorsqu'on examine les résultats d'une analyse d'eau épurée on peut rechercher : 1° si l'épuration a été effective et quelle est son importance, c'est-à-dire déterminer le pourcentage de l'épuration; 2° si l'eau épurée a bien les qualités requises pour qu'elle puisse être rejetée sans danger dans une rivière, un fleuve, ou à la mer.

CONTROLE DE L'ÉPURATION. — La mesure de l'efficacité de l'épuration, obtenue en comparant les résultats de l'analyse de l'eau brute et ceux de l'analyse de l'eau épurée, n'a de valeur que si l'on veut étudier le meilleur procédé à appliquer à une eau déterminée. Il faut se garder de rapprocher les pourcentages d'épuration obtenus dans une installation et ceux obtenus dans une autre, car ils ne sont pas comparables. Ainsi avec le même procédé, quel qu'il soit, on pourra atteindre un plus haut pourcentage d'épuration avec une eau très polluée qu'avec une eau moins polluée, alors même que dans ce dernier cas la composition de l'effluent était plus approchée de celle de l'eau épurée théorique.

Les résultats de l'azote *organique* seront surtout à considérer. L'azote étant un des composants de corps éminemment

putrescibles doit surtout retenir l'attention. On y ajoute souvent l'*ammoniaque* qui en dérive et doit être oxydé pour que l'épuration soit complète; cependant, lorsque l'épuration est assez avancée, cette oxydation se fait très rapidement et il n'y a pas lieu d'attribuer une très grande importance à un reste de ce composé.

Il n'y a pas lieu d'exiger que l'azote, organique ou ammoniacal, soit transformé intégralement en *nitrates*, car il peut être constaté une perte assez considérable d'azote lorsque l'effluent des fosses septiques⁽¹⁾ renferme une grande quantité de carbone organique par suite de la dénitrification qui s'établit, et il importe peu que l'azote se trouve en une forme ou en une autre, pourvu qu'il soit éliminé de l'eau⁽²⁾. Il ne peut donc y avoir aucune relation possible à établir entre l'azote organique de l'eau d'égout et les nitrates et nitrites de l'eau épurée. Cependant, comme nous le verrons plus loin, les nitrates sont les témoins d'une bonne oxydation.

Nous avons dit plus haut qu'il ne fallait pas ajouter grande importance à un reste d'*ammoniaque* : cela est vrai seulement lorsque ce reste est très minime, car, si la proportion est assez importante, elle exigera une quantité correspondante d'oxygène pour être transformée en nitrates, qu'elle devra emprunter à l'eau dans laquelle elle est rejetée et qui diminuera celle exigée pour l'oxydation des matières organiques encore présentes dans l'effluent épuré.

Le *carbone organique* ne peut être dosé que par la méthode de *Desgrez*; les autres méthodes, oxydabilité à chaud, oxygène absorbé à froid, par le permanganate ne permettent pas une comparaison scientifique. Cependant ces dernières méthodes plus rapides permettent de suivre journallement le travail d'oxydation accompli, et, sans vouloir en tirer des conclusions trop positives, elles sont très recommandables.

La présence de l'*oxygène* en quantités convenables est indispensable dans un effluent, car il représente avec les nitrates une réserve qui pourra être utilisée immédiatement

(1) Il se produit aussi dans les fosses septiques un dégagement d'azote gazeux provenant de la décomposition des matières organiques azotées.

(2) Nous avons, par une expérience simple, montré cette dénitrification. *Revue d'hygiène*, 1902, p. 1057.

pour détruire le reste de matières organiques, sans effectuer d'emprunt à l'eau dans laquelle l'effluent épuré est rejeté.

La détermination de l'*alcalinité* donne, d'après *Barwise*, un moyen rapide de se rendre compte de l'oxydation dans les lits bactériens. Nous avons dit plus haut que, dans l'immense majorité des cas, les eaux d'égout sont très alcalines. Cette alcalinité est due aux sels alcalins et alcalino-terreux que ces eaux contiennent. L'oxydation des matières organiques donne comme produits ultimes des acides, acides nitreux et nitrique pour les matières azotées, acide carbonique et quelques acides organiques comme l'acide oxalique pour les matières ternaires. Il est donc certain, et c'est ce qui est démontré par la pratique, que l'alcalinité doit diminuer dans les eaux épurées en proportion de l'oxydation qu'ont subie les eaux d'égout. Quelle relation y a-t-il? c'est ce que nos recherches ne permettent pas encore de donner.

QUALITÉS D'UN EFFLUENT ÉPURÉ. — *Règles proposées.* — Certaines autorités anglaises n'ont autorisé le déversement d'eaux épurées dans les rivières que si ces eaux ne contenaient pas plus de certains composés que les quantités maxima qu'elles avaient fixées. Nous en donnons d'après *Rideal* quelques exemples (en milligrammes par litre).

	Carbone organique.	Azote organique.	Azote albuminoïde	Oxygène absorbé en 4 heures
<i>Rivers Pollution commission</i>	29	5	—	—
<i>Thames Conservancy . . .</i>	50	11	—	—
<i>Derbyshire County Council .</i>	—	—	1	10
<i>Ribble Board.</i>	—	—	1	20
<i>Mersey and Irwell</i>	—	—	1,4	14

Ces déterminations sont de peu de valeur et la plupart des auteurs ne leur attribuent aucune importance. En effet, on n'a pas ainsi déterminé la matière putrescible dans l'effluent. L'azote peut provenir de matières stables ou instables. Le carbone organique indiqué par l'oxygène absorbé en 4 heures peut représenter des matières organiques putrescibles mais aussi certaines autres substances en voie d'oxydation.

Pour juger sainement des qualités d'une eau épurée, il faut en connaître la composition d'une façon plus complète.

On a proposé l'épreuve du poisson (*Dibdin*), c'est-à-dire qu'un effluent dans lequel le poisson puisse vivre est épuré. Ceci implique d'abord l'absence de composés toxiques et la présence d'une quantité suffisante d'oxygène. Cependant, du fait qu'une eau polluée fait périr les poissons, il ne s'ensuit pas nécessairement qu'un effluent dans lequel ils vivent soit bien épuré. On sait, en effet, que dans certaines rivières les poissons sont nombreux au débouché des égouts dont les eaux charrient des excréta et résidus de toutes sortes.

Une méthode plus simple a été proposée l'an dernier⁽¹⁾, on l'a dénommée le *shake test*. Il suffit d'agiter vigoureusement pendant 1 minute un flacon à demi rempli de l'effluent. Si toutes les bulles disparaissent en 5 secondes, l'épuration est bonne.

Putrescibilité. — Si on abandonne une eau d'égout ou un effluent insuffisamment épuré dans un flacon bouché, les ferments qui peuplent ces eaux s'emparent d'abord de l'oxygène dissous puis, lorsque celui-ci a été utilisé, ils décomposent certains sels oxygénés, d'abord les nitrates, puis les sulfates. Avec ces derniers ils forment, par réduction, des sulfures dont l'odeur nauséabonde jointe à d'autres odeurs aussi désagréables font dire que l'eau est putride, et qu'elle était *putrescible*.

Cette disparition d'oxygène a été signalée par *Dupré* en 1884, qui en proposait le dosage avant et après incubation, c'est-à-dire après séjour de l'eau pendant un certain temps en flacons bouchés.

L'épreuve d'incubation (*incubator test*) telle qu'elle est employée actuellement est due à *Scudder*, qui d'abord se contentait de conserver l'eau en flacons pleins et bouchés pendant quelques jours à la température d'une chaude journée d'été. On se rendait compte alors si l'eau dégagait ou non une odeur désagréable. Plus tard *Scudder* y ajouta la détermination de l'oxygène absorbé en 5 minutes avant et après incubation de 5 ou 6 jours à 24° C. *G. Fowler* prolonge la durée à 7 jours à 26°7. Nous avons adopté dans notre laboratoire une incubation de 7 jours à 50°. Un effluent convenablement épuré reste invariable vis-à-vis de la quantité d'oxygène qu'il peut em-

(1) *Sanitary Record*, 6 juin 1907, p. 479.

prunter au permanganate. Au contraire, un effluent putrescible contenant des composés réduits avides d'oxygène, tels que l'hydrogène sulfuré, absorbe plus d'oxygène et les résultats de la détermination en 5 minutes sont plus forts après qu'avant incubation.

Une modification a été apportée par *Adeney* et *G. Fowler*, qui proposent de ne faire cette épreuve que sur le mélange de l'effluent et de l'eau de la rivière, dans laquelle il doit être rejeté, en proportion correspondante des volumes respectifs. *Clark* mélange l'effluent avec un égal volume d'eau de boisson, ceci est peu recommandable.

L'épreuve d'incubation donne de bons résultats, malheureusement elle exige une attente assez longue (7 jours). Il y a lieu de signaler que certains effluents non putrescibles, mais riches en nitrates et contenant encore des matières organiques, peuvent absorber plus d'oxygène après qu'avant incubation par suite de la décomposition des nitrates en nitrites. On doit donc toujours s'assurer si l'eau ne contient pas après incubation des quantités importantes de nitrites.

Le bleu de méthylène proposé par *Spitta* et plus récemment par *Phelps* et *Winslow* se décolore sous l'influence des ferments réducteurs, il peut donc être utilisé comme témoin de la putrescibilité d'un effluent; cependant nos essais nous ont montré qu'il était beaucoup moins sensible que l'épreuve d'incubation par l'oxygène absorbé en 5 minutes.

Récemment *Korn* et *Kammann* ont proposé ce qu'ils ont appelé l'*Hamburger Test auf Fäulnisfähigkeit*. Cette épreuve est basée sur cette observation que tout effluent qui contient du soufre en combinaison organique est putrescible. Pour rechercher le soufre organique ils éliminent d'abord les sulfates, par précipitation avec le chlorure de baryum. Le liquide filtré est évaporé et le résidu est traité par le potassium, il se forme du sulfure de potassium qu'on caractérise par la para-amido-diméthylaniline et le perchlorure de fer. Il se produit une coloration bleue si l'eau contient du soufre organique.

Dans un travail très étudié ⁽¹⁾, *Johnson Copeland* et *Kimberley*

(1) Voir Bibliographie.

ont établi que, par l'examen seul des résultats de l'analyse, on peut dire si un effluent est ou n'est pas putrescible. Pour qu'un effluent ne soit pas putrescible, il faut qu'il contienne une quantité suffisante d'oxygène pour oxyder les matières organiques qui ont échappé à l'épuration. La détermination de l'oxydabilité à chaud permet de connaître la quantité d'oxygène nécessaire pour l'oxydation des matières organiques instables. D'un autre côté, l'oxygène utilisable dans un effluent comprend d'abord l'oxygène dissous, puis celui des nitrates et des nitrites. Les nitrates contiennent 74 pour 100 de leur poids en oxygène, les nitrites 65 pour 100. Pour le calcul de comparaison, on obtient l'oxygène nécessaire pour l'oxydation microbienne en divisant par 5 la quantité trouvée par la détermination de l'oxydabilité.

D'après ces auteurs, on peut interpréter les résultats de la façon suivante :

1° Lorsque la valeur de l'oxygène consommé est égale ou supérieure à celle de l'oxygène dissous, et s'il n'y a ni nitrates ni nitrites, l'effluent est putrescible ;

2° Lorsque la valeur de l'oxygène consommé est égale ou légèrement inférieure à celle de l'oxygène dissous et de l'oxygène des nitrates et des nitrites, l'effluent est douteux, c'est-à-dire que dans certains cas il sera putrescible, dans d'autres cas imputrescible ;

3° Lorsque la valeur de l'oxygène consommé est inférieure à celle de l'oxygène dissous et de l'oxygène des nitrates et des nitrites, l'effluent est généralement imputrescible.

Cette méthode d'appréciation très rapide nous a donné des résultats concordant avec les autres déterminations.

Enfin *Rideal* ⁽¹⁾ a proposé la formule suivante, dans laquelle il fait intervenir les volumes et les compositions respectifs de l'effluent et de l'eau de la rivière dans laquelle il est déversé :

$$C = \frac{XO}{(M-N)S}$$

C est le rapport entre la quantité d'oxygène dans l'eau de la rivière qui reçoit l'effluent épuré, et la quantité d'oxygène exi-

⁽¹⁾ *Interim Report of the Royal Commission on Sewage disposal, 1902, II. Q. 4161.*

gée pour l'oxydation de la matière organique de cet effluent;

X est le débit de la rivière en hectolitres par minute;

O est le poids en grammes d'oxygène dans un hectolitre d'eau de la rivière;

S est le nombre d'hectolitres d'effluent évacués par minute;

M est le poids en grammes d'oxygène consommé par la matière organique de 1 hectolitre d'effluent déterminé par le permanganate et déduction faite des nitrites;

N est le poids en grammes de l'oxygène utilisable dans l'effluent, l'oxygène libre, les nitrates et les nitrites ($2O^2$ pour Az^2O^5 , O^2 pour Az^2O^3).

Par cette formule on peut déterminer 3 cas possibles. Si C a une valeur négative, non seulement l'effluent n'est pas putrescible, mais encore, par suite de sa réserve d'oxygène utilisable, il pourra purifier l'eau de la rivière si celle-ci est polluée. Si C est plus grand que l'unité, l'effluent diminue le pouvoir oxydant de l'eau de la rivière, mais dans ce cas le mélange ne sera pas putrescible. Si C a une valeur positive, mais moindre que l'unité, la rivière sera polluée par le rejet de l'effluent et ses eaux pourront se putréfier.

MESURES ANGLAISES

LONGUEUR

In. . .	Inch ou pouce	0 ^m ,02540
Ft. . .	Foot ou pied. 12 in	0 ^m ,50479
Yd . . .	Yard 3 ft	0 ^m ,91458
Mi. . .	Mile (statute mile) . . . 1760 yds	1609 ^m ,5149

SUPERFICIE

Yd. q.	Yard carré.	0 ^{m²} ,8561
Ac. . .	Acre. 4840 y.q.	0 ^{ha} ,4047

CAPACITÉ

Gal. . .	Gallon.	4 ^{lit} ,5455
----------	-----------------	------------------------

SOLIDITÉ

C. Yd.	Cubic yard.	0 ^{m³} ,764515
--------	---------------------	-------------------------

POIDS

Gr. . .	Grain	0 ^{gr} ,0648
Oz. . .	Ounce ou once.	28 ^{gr} ,550
Lb. . .	Pound ou livre.	455 ^{gr} ,595
Ton . .	Ton ou tonne	1 016 047 ^{gr} ,541

- Un gallon d'eau pèse 10 livres.
 Un gallon de boue à 90 0/0 d'eau pèse 11 livres environ.
 Un grain par gallon = 0^{gr},01426 par litre.
 Un million de gallons par acre = 1^{m³},122 par mètre carré.
-

BIBLIOGRAPHIE

SIDNEY BARWISE. — *Practical Hints of the analysis of water and sewage*. Londres, Rebmann, 1899.

SIDNEY BARWISE. — *The Purification of sewage*. Londres, Crosby Lockwood and son, 1904.

A. CALMETTE. — En collaboration avec E. ROLANTS, F. CONSTANT, E. BOULLANGER et L. MASSOL. *Recherches sur l'épuration biologique et chimique des eaux d'égout*. Paris, Masson, 5 vol., 1905-1907-1908.

A. CARNOT. — *Traité d'analyse des substances minérales*. Paris, Vve Dunod, 1898 et 1904, 2 vol.

H. W. CLARCK. — The resistance to decomposition of certain organic matters in sewage. *Journal of Infectious Diseases*, suppl. 2, p. 156. Chicago, 1906.

A. DESGREZ. — Dosage du carbone total de l'urine. *Bull. des sciences pharmacologiques*. Paris, t. III, p. 545, 1901.

W. J. DIBDIN. — *The purification of sewage and water*. London. The sanitary publishing Co, 2^e édit., 1898.

DONZÉ et LAMBLING. — Dosage du carbone total de l'urine. *Société de biologie*. Paris, t. XV, p. 968.

E. DUCLAUX. — *Traité de microbiologie*, t. I. Paris, Masson, 1898.

DUNBAR. — Standards of purity for sewage effluents. *Sanitary Record*, 26 janv. 1907, p. 66.

K. FARNSTEINER, P. BUTTENBERG et O. KORN. — *Leitfaden für die chemische Untersuchung von Abwasser*. Munich et Berlin. Oldenburg, 1902.

GILBERT J. FOWLER. — *Sewage works analysis*. London, King and son, 1902.

GILBERT J. FOWLER. — *The application of chemical analysis to the study of the biological processus of sewage purification*. University of Manchester, Marsh, 24 th., 1904.

GILBERT J. FOWLER und. Edw. ARDERN. — Suspended matter in sewage and effluents. *Journal of the Society of chemical Industry*. London, 15 mai 1905.

St. GAGE and G. ADAMS. — The collection and preservation of samples of sewage for analysis. *Journal of Inf. Diseases*, supp. 2, p. 459. Chicago, 1906.

G. GOWAN, R. FLORIS und R. FINLOW. — *Report to the Commission on methods of chemical analysis as applied to sewage and sewage effluents*. Royal Commission of Sewage. London, 1904.

GRANDEAU. — *Traité d'analyse des matières agricoles*. Paris, Berger, Levrault et lib., agricole, 1897.

H. B. HOMMON. — The application to a soft-water sewage of direct processes for the determination of Kjeldahl nitrogen and nitrogen as free ammonia. *Journal of Inf. Diseases*, suppl. 3, p. 14. Chicago, 1907.

G. A. JOHNSON. — *Report on sewage purification at Columbus*. Ohio, 10 nov. 1905.

G. A. JOHNSON and A. E. KIMBERLY. — A comparative review of current methods for the determination of organic matter in sewage. *Journal of Inf. Diseases*, suppl. 2, p. 97. Chicago, 1906.

G. A. JOHNSON, CEPELAND and A. E. KIMBERLY. — The relative applicability of current methods for the determination of putrescibility in sewage effluents. *Journal of Inf. Diseases*, suppl. 2, p. 80. Chicago, 1906.

A. E. KIMBERLY and M. G. ROBERTS. — A method for the direct determination of organic nitrogen by the Kjeldahl process. *Journal of Inf. Diseases*, suppl. 2, p. 109. Chicago, 1906.

KORN et KAMMANN. — Der Hamburger Test auf Fäulnisfähigkeit. *Gesundheits Ingenieur*, 1907.

J. LACOMBLE. — Le sort des matières grasses dans les différentes phases de l'épuration biologique des eaux vaunes en milieux artificiels. *Revue d'hygiène*. Paris, 1906, p. 817.

G. LAMBERT. — Recherche et dosage du plomb dans les eaux potables. *Revue d'hygiène*. Paris, 1906.

R. MARCILLE. — Dosage des nitrates dans les eaux chlorurées. *Annales agronomiques*. Paris, 1901, p. 596.

E. B. PHELPS. — Determination of ammonia of sewage. *Journal of Inf. Diseases*. Chicago, 1904, p. 527.

E. B. PHELPS. — The interpretation of an analysis of the effluent from a sewage filter. *Technology Quarterly*, t. 18, p. 125. Boston, 1905.

E. B. PHELPS. — The interpretation of a sewage analysis. *Technology Quarterly*, t. 18, p. 40, Boston, 1905.

E. B. PHELPS and C. WINSLOW. — On the use of methylene blue in testing sewage effluents. *Journal of Inf. Diseases*, suppl. 3, p. 5. Chicago, 1907.

A. W. PALMER. — *Report of streams examination chimie and bacteriologic*. Chicago. The Blakely Printing Co, 1902.

G. REID. — Sewage disposal and the qualities essential on a sewage effluent. *Journal of the Sanitary Institute*. London, 1905, p. 90.

Report of committee on standard methods of water analysis to the laboratory section of the American Public Health Association. *Journal of Inf. Diseases*, suppl. 1. Chicago, 1905.

S. RIDEAL. — *Sewage and bacterial purification of sewage*, 2^e édit. London. The Sanitary Publish. Co, 1901.

E. ROLANTS et A. GALLEMAND. — La nitrification dans les lits bactériens aérobies. — *Revue d'hygiène*. Paris, 1901.

G. THUDICUM. — *Simple methods of testing sewage effluents for works managers, surveyors, etc*. London. The Sanitary Publish. Co, 1904.

J. C. THRESH. — *Une méthode simple pour l'analyse de l'eau*. Traduction Magnier et Thiry. Londres. J. et A. Churchill, 1907.

C. WEIGELT. — *L'assainissement et le repeuplement des rivières*. Traduction C. Julin. Bruxelles, 1905.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
CHAPITRE I. — I. <i>Composition des eaux d'égout</i>	1
II. <i>Composition des eaux résiduaires industrielles</i>	7
CHAPITRE II. — <i>Jaugeage des égouts, canaux et cours d'eau</i>	10
Égouts. Déversoirs en mince paroi	10
— Orifices en mince paroi.	12
Canaux, Rivières	14
Appareils enregistreurs	14
CHAPITRE III. — <i>Prélèvement des échantillons</i>	18
CHAPITRE IV. — <i>Examen physique</i>	22
CHAPITRE V. — <i>Analyse chimique</i>	24
Matières en suspension.	25
Réaction.	27
Matières organiques.	29
Résidu sec, résidu fixe après calcination	29
Oxydabilité	51
Oxydabilité à chaud	55
Oxygène absorbé en 4 heures	56
— — en 5 minutes	58
Carbone organique	59
Azote organique.	45
— albuminoïde.	48
Ammoniaque.	50
Méthode pour distillation	50
— colorimétrique Nesslerisation	51
Comparaison entre les deux méthodes	56
Nitrates	58
Méthodes gazométriques	58
1. — Méthode de Schlœsing	58
— de Müntz.	61
2. — Méthodes par réduction	64
3. — — colorimétriques.	65
Procédé Grandval et Lajoux	65
Nitrites	67
Méthode colorimétrique	67
Oxygène dissous	69

Méthode Lévy	69
— Thresh.	69
— Winkler modifiée	70
Chlorures	72
Méthode de Mohr	
Chlore libre et acide hypochloreux. — Recherche et dosage	75
Hydrogène sulfuré et sulfures. — Recherche et dosage.	75
Acide sulfurique. — Dosage pondéral.	77
Acide phosphorique. — Dosage pondéral.	77
Sulfocyanates. — Recherche.	78
Plomb. — Recherche et dosage.	79
Fer. — Recherche et dosage	80
Chaux. — Dosage pondéral	82
Potasse. — Dosage pondéral.	85
Matières grasses. — Dosage.	84
CHAPITRE VI. — <i>Analyse des boues</i>	87
Examen physique	87
— chimique	87
CHAPITRE VII. — <i>Analyse des gaz</i>	90
Appareils	92
Réactifs	92
Technique.	94
CHAPITRE VIII. — <i>Analyse bactériologique</i>	98
Appareils : Four Pasteur	99
— Autoclave Chamberland.	100
— Etuve Roux.	101
Prélèvement des échantillons	105
Numération des germes aérobies	104
— — anaérobies.	107
CHAPITRE IX. — <i>Interprétation des résultats de l'analyse d'une eau rési-</i> <i>duaire</i>	112
CHAPITRE X. — <i>Interprétation des résultats de l'analyse d'un effluent de</i> <i>fosse septique</i>	115
CHAPITRE XI. — <i>Interprétation des résultats de l'analyse d'un effluent</i> <i>épuré. — Contrôle de l'épuration</i>	117
MESURES ANGLAISES	124
BIBLIOGRAPHIE	125



TABLE DES FIGURES

1. — Déversoir rectangulaire en mince paroi	11
2. — Déversoir triangulaire isocèle rectangle en mince paroi	12
3. — Orifice libre en mince paroi	15
4. — Orifice noyé en mince paroi	15
5. — Hydromètre Richard	14
6. — Appareil Clenfield et Kennedy portatif à flotteur	15
7. — Dispositif — — d'enregistrement de niveau	16
8. — Etuve à air chaud	50
9. — Dessiccateur à deux étages	51
10. — Appareil pour la détermination de l'oxydabilité à chaud	54
11. — Appareil pour le dosage du carbone organique (méthode <i>Desgrez</i>)	45
12. — Appareil pour le dosage de l'azote organique	46
15. — Appareil pour le dosage de l'ammoniaque par distillation	47
14. — Tubes pour le dosage colorimétrique de l'ammoniaque	52
15. — Colorimètre Duboseq	55
16. — Appareil pour le dosage des nitrates	59
17. — — Müntz pour le dosage des nitrates	62
18. — Colorimètre pour le dosage des nitrates et des nitrites	67
19. — Pipette Lévy pour le dosage de l'oxygène dissous	71
20. — Appareil Soxhlet pour l'extraction des matières grasses	85
21. — Appareil pour recueillir les gaz des fosses septiques (d'après <i>Fowler</i>)	91
22. — Appareil pour recueillir les gaz des lits bactériens (d'après <i>Fowler</i>)	92
25. — Burette de Bunte	95
24. — Positions du robinet C de la burette de Bunte	94
25. — Four Pasteur	99
26. — Autoclave Chamberland	100
27. — Etuve de Roux	102
28. — Régulateur de Roux	105
29. — Appareil de Wolflugel pour compter les colonies	106
50. — Tube de milieu de culture et pipette pour la numération des germes anaérobies	108
51. — Appareil pour la culture des microbes anaérobies	109



